

12
LIBRARY
Pacific Islands Fisheries Science Center
2570 Dole St.
Honolulu, Hawaii 96822-2396

ISSN 1346-9894

水研センター研報
Bull. Fish. Res. Agen.

水産総合研究センター 研究報告

12

平成16年11月

BULLETIN OF
FISHERIES RESEARCH AGENCY

No. 12
November 2004



独立行政法人 水産総合研究センター
神奈川県横浜市

FISHERIES RESEARCH AGENCY
Yokohama, Kanagawa, Japan



Digitized by the Internet Archive
in 2026

水産総合研究センター研究報告

第 12 号

平成16年11月

目 次

(報 文)

アンケート調査からみた湯川における遊漁の実態

北村章二・生田和正・鹿間俊夫・中村英史 1

バス問題の経緯と背景

淀 太我・井口恵一朗 10

(博士号論文)

音響資源調査によるスケトウダラ (*Theragra chalcogramma*) 太平洋系群の若齢魚の
年級豊度推定

本田 聡 25

(和文要旨) 127

水産総合研究センターにおける2002年度論文リスト 128

アンケート調査からみた湯川における遊漁の実態

北村章二^{*1,2}・生田和正^{*1,2}・鹿間俊夫^{*1,2}・中村英史^{*1,2}

The present condition of recreational fisheries in the Yukawa River surveyed by a questionnaire to anglers

Shoji KITAMURA^{*1,2}, Kazumasa IKUTA^{*1,2}, Toshio SHIKAMA^{*1,2}
and Hidefumi NAKAMURA^{*1,2}

Abstract In order to survey the present condition of recreational fisheries in the Yukawa River, Nikko, Japan, where sportfishing in Japan originated more than 100 years ago, we conducted a questionnaire to the anglers in 2001. Of the 3,574 anglers who visited the Yukawa River during the fishing season in the year, total of 259 anglers answered the questionnaire (response rate: 7.25%). Among 3 angling methods (fly, lure and bait fishing), the ratio of fly-fishing was the highest at 63.3%. Catch rates (number of fish caught/angler-hour) of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) by fly, lure and bait fishing were 0.92, 1.12 and 1.39, respectively. There was a significant difference in the catch rate between fly and bait fishing ($p < 0.01$). Anchor-tagged brook trout (mean body weight: 230g) stocked at 4 different areas were reported to be caught with recapture rate of 27.5-77.5%. The trout stocked at the exclusive area for fly-fishing, where the anglers supposedly practiced catch-and-release, were caught with the highest recapture rate (77.5%) for about a month after release. In contrast, those stocked at 3 other areas were caught almost within 2 days after release with recapture rate of 27.5, 37.5 and 50%. Catch-and-release regulation would be effective to sustain brook trout stocks and acceptable to the anglers in the Yukawa River.

Key Words: recreational fishing, brook trout, questionnaire, catch-and-release

遊漁は代表的な親水性レクリエーションの一つであり、近年益々盛んになってきている。第10次漁業センサスによると、我が国の平成10年の内水面における入漁者数は1,314万人で、そのうちマス類を対象としている者は224万人にも達している。

内水面においては、遊漁による漁獲が天然魚類資源を枯渇させる一因となることが多いため、漁場を持続的に利用して行くには、漁場環境の保全や種苗放流等による資源の増殖のみならず、遊漁による漁獲に対し

適切な管理を行うことが重要である。

このようなことから、我が国でも資源管理の一手法として、釣った魚を持ち帰らず再放流するキャッチアンドリリース (C&R) の区間を設定する河川が増えてきている。C&Rの先進国であるアメリカでは、この手法の効果を検討した研究が盛んに行われている (Klein, 1966; Mason and Hunt, 1967; Hunsaker, 1970; Marnell and Hunsaker, 1970; Warner, 1978; Warner and Johnson, 1978; Dotson, 1982; Gigliotti and

2004年5月13日受理 (Received on May 13, 2004)

^{*1} 養殖研究所日光支所 〒321-1661 栃木県日光市中宮祠2482-3 (Nikko Branch, National Research Institute of Aquaculture, 2482-3 Chugushi, Nikko, Tochigi 321-1661, Japan)

^{*2} 現所属: 中央水産研究所内水面研究部 〒321-1661 栃木県日光市中宮祠2482-3 (National Research Institute of Fisheries Science, Freshwater Fisheries Research Division, 2482-3 Chugushi, Nikko, Tochigi 321-1661, Japan)

Taylor, 1990; Taylor and White, 1992; Schill, 1996; 田中, 2003) が, 最近我が国でもC&R設定河川の増加に伴い, この種の研究が行われ始めてきた(土居, 2001; 山本ら, 2001; 加地ら, 2002; 大浜ら, 2002a; 大浜ら, 2002b; 坪井ら, 2002)。

内水面の漁業協同組合が行ってきたこれまでの遊漁管理は試行錯誤的な方策によるものが多かったが, 遊漁者数の増加にともない, 今後はC&R制の検討のみならず, 科学的なデータに基づく適切な遊漁管理技術の開発が必要となるものと思われる。

本研究は, 内水面遊漁管理技術開発を目指す研究の一環として, 我が国における代表的な淡水マス類遊漁場であり, また我が国のスポーツフィッシング発祥の地ともいえる奥日光の湯川における遊漁の実態を, 遊漁者へのアンケート調査により把握することを目的として行ったものである。

調査方法

調査場所

調査対象の湯川は日光国立公園内に位置しており, 湯の湖(周囲3 km, 面積0.35km², 標高1478m)から

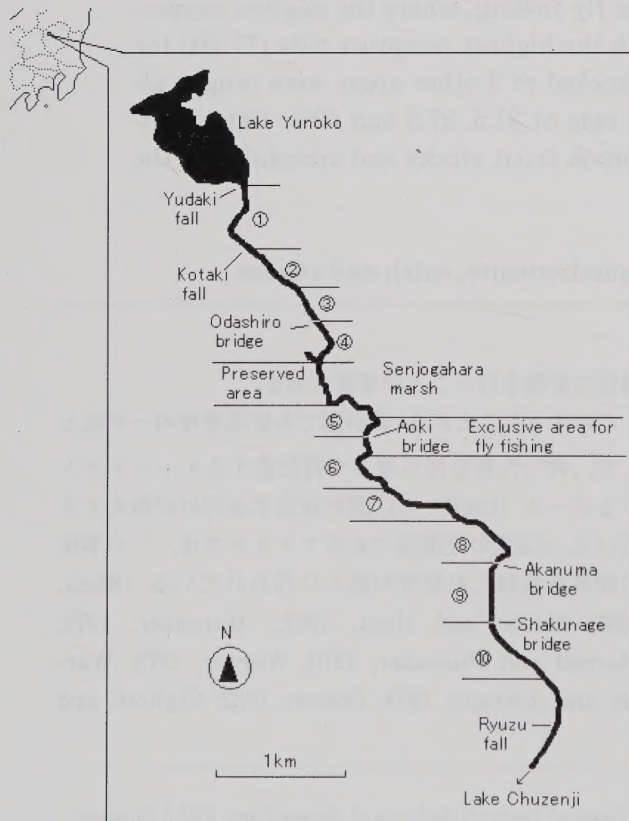


Fig. 1. Fishing area of the Yukawa River. The area is divided into 10 sub-areas in this study.

流出し, 戦場ヶ原湿原を通り, 中禅寺湖(周囲25km, 面積11.5km², 標高1269m)へ注ぐ全長約11.2kmの一級河川である(Fig. 1)。元来, 湯の湖, 湯川, 中禅寺湖等の奥日光水域には魚類が全く生息していなかったといわれている(奥本ら, 1985)が, 湯川では英国人貿易商トーマス・グラバーによりアメリカから導入された北米原産のカワマス(*Salvelinus fontinalis*)が1902年に放流されて(福田, 2001)以来定着し, 我が国でも珍しくカワマスの釣れる川として人気を博している。

現在, 湯川は水産庁が行政財産として所有し, 独立行政法人水産総合研究センター(以下水研センター)が研究水面として利用していることから, 漁業権は設定されていない。すなわち, 湯川における遊漁は一般の内水面の漁業協同組合による管理とは異なり, 「釣魚」として全国内水面漁業協同組合連合会日光支所(以下全内漁連)が水研センターからの委託を受け研究協力業務の一環として管理している(北村, 2000)。

釣魚期間は5月1日～9月30日までで, 釣魚区間は湯滝下から竜頭の滝上部までの全長約8 kmであるが, 途中戦場ヶ原湿原内の一部約500mは禁漁区間となっている。また, 青木橋の上下流約200mずつの区間(⑤⑥区)にはフライ釣り専用区間が設けてある(Fig. 1)。釣魚対象種はカワマスの他, ニジマス(*Oncorhynchus mykiss*), ヒメマス(*O. nerka*), ホンマス(サクラマス *O. masou masou* とビワマス *O. masou subsp.* の交雑種)である。このうちカワマスは天然繁殖魚の他, 週1回ずつ行われている成魚放流(2001年釣魚期間中計1,906kg, 14,477尾, Fig. 2)によるものであるが, それ以外の魚種は湯の湖から落下したものである(田中, 1960)。

放流

カワマス成魚(平均体重119.6～186.8g)の放流は, 原則として釣魚期間中週1回, 金曜日の午後にFig. 1に示す①～⑩区のうち数カ所で適宜行われた。月毎の放流尾数をFig. 2に示した。また, 2001年5月18日には平均体重約230gのカワマスを1群40尾ずつ, 4カ所(小滝上流①区, 小田代橋下④区, 青木橋下⑥区及び赤土手下流⑦区)の放流場所毎に4色(順に黄, 白, 青, 赤)のアンカータグにより標識して放流した(Fig. 1)。

アンケート調査

調査は2001年5月9日～9月30日までの期間に行った。釣魚者(釣魚券購入者)全員に, 釣魚月日, 釣魚時間, 釣魚方法(餌釣り, ルアー釣り, フライ釣り), 釣獲魚種, 釣獲尾数, 釣獲場所(全釣魚区間を①～⑩

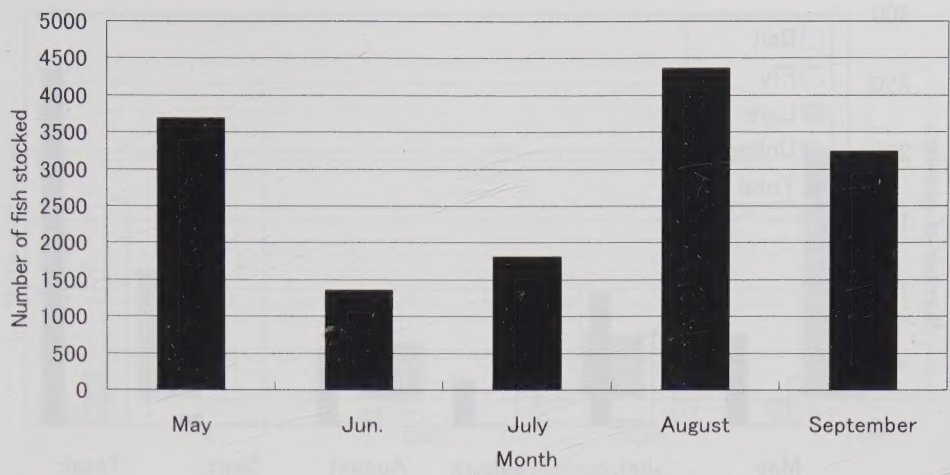


Fig. 2. Monthly numbers of brook trout stocked in the Yukawa River in 2001

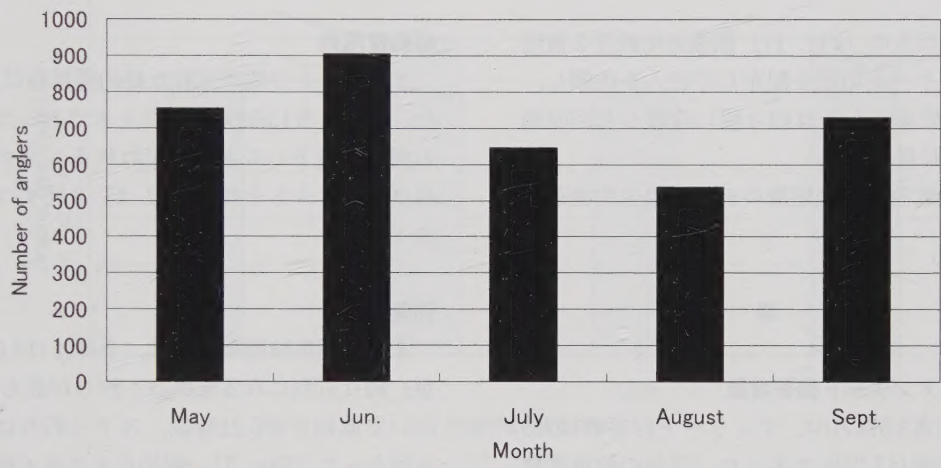


Fig. 3. Monthly numbers of anglers in the Yukawa River in 2001

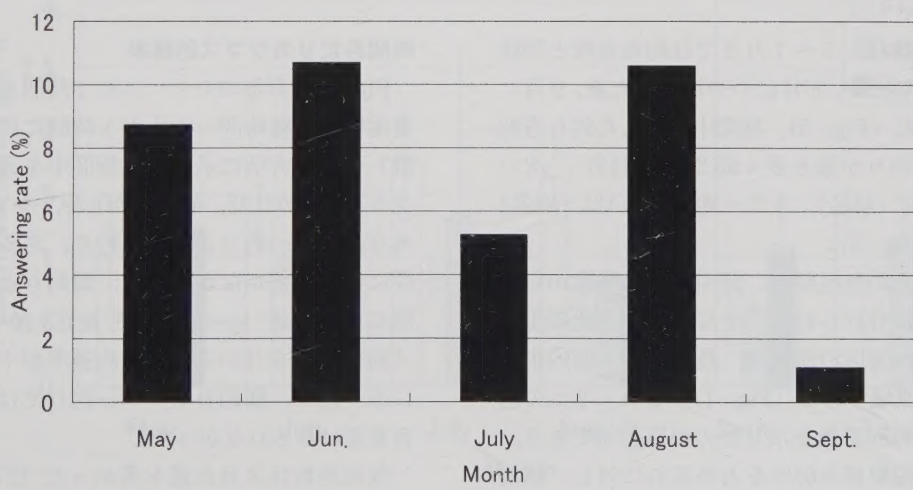


Fig. 4. Monthly answering rates of the questionnaire

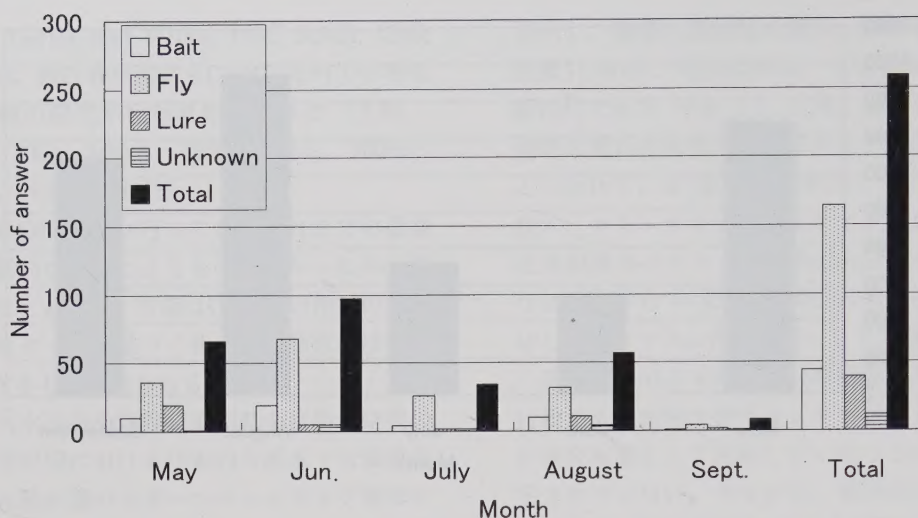


Fig. 5. Monthly numbers of answers to the questionnaire

の10区域に分けたもの (Fig. 1)) 標識魚尾数等を質問項目としたアンケート用紙を配布して記入を依頼し、3カ所の釣魚券売場もしくは釣り場に設置した回収箱にて回収し解析に供した。

なお、釣魚者数及び放流尾数のデータは全内漁連より提供された。

結 果

釣魚者数およびアンケート回答者数

期間中の釣魚者3,574名中、アンケート回答者は259名であり、回答率は7.25%であった。月毎の釣魚者数は5, 6月に多く7, 8月に減少するが、9月には再び増加する傾向を示した (Fig. 3)。回答率は6月と8月が高く、10%を超えたが、9月は1.09%と極端に低かった (Fig. 4)。

月毎の回答者数は、5～7月までは釣魚者数と同様の増減を示していたが、8月にやや増加した後、9月には顕著に減少した (Fig. 5)。期間中を通した釣り方別の割合はフライ釣りが最も多く63.3% (164名)、次いで餌釣りが17.0% (44名)、ルアー釣りが15.1% (39名)の順であった (Fig. 5)。

湯川における全釣魚区間は、河川環境の特徴から大きく2つの区域に分けられる。すなわち、上流部①～④区と下流部⑨～⑩区の渓流域、及び戦場ヶ原内中流部⑤～⑧区の湿原域である (Fig. 1)。これら2つの区域別に釣り方毎の回答数を示したのがFig. 6である。フライ釣りでは湿原域が69%を占めるのに対し、餌釣り及びルアー釣りでは逆に渓流域がそれぞれ全体の70%及び76%を占めていた。

総釣獲尾数

アンケートで報告された総釣獲尾数は1,590尾であった。そのうち1,552尾がカワマスであったが、中には湯の湖から落下してきたと思われるニジマス、ホンマス及びヒメマスもそれぞれ20, 15, 3尾ずつの釣獲報告があった。

釣魚時間

1回の釣魚時間の平均は、全体では6.6時間であったが、釣り方別にみるとフライ釣りが最も長く6.92時間、次いで餌釣りが6.21時間、ルアー釣りは5.62時間で最も短かった (Fig. 7)。餌釣りとフライ釣りあるいはルアー釣りとの間には有意差がなかったが、フライ釣りとルアー釣りの間には有意差 ($p < 0.01$, t -検定) がみられた。

時間あたりカワマス釣獲率

Fig. 8に月毎のカワマスの1時間あたり釣獲率 (釣獲尾数/釣獲時間 = 1人が1時間に釣った魚の平均尾数) を釣り方別に示した。期間中を通した釣獲率は、フライ釣りが0.92、餌釣りが1.39、ルアー釣りが1.12であり、ルアー釣りとフライ釣り、あるいは餌釣りとの間には有意差がなかったが、餌釣りとフライ釣りとの間には有意差 ($p < 0.01$, t -検定) がみられた。フライ釣りでは5月から徐々に釣獲率が下がっていく傾向にあったが、餌釣りやルアー釣りでは月毎の釣獲率に有意差はみられなかった。

放流尾数は8月が最も多かった (Fig. 2) にもかかわらず、全体の釣獲率は最も低く (Fig. 8), Fig. 9に示すように放流尾数と釣獲率との間に相関関係はみら

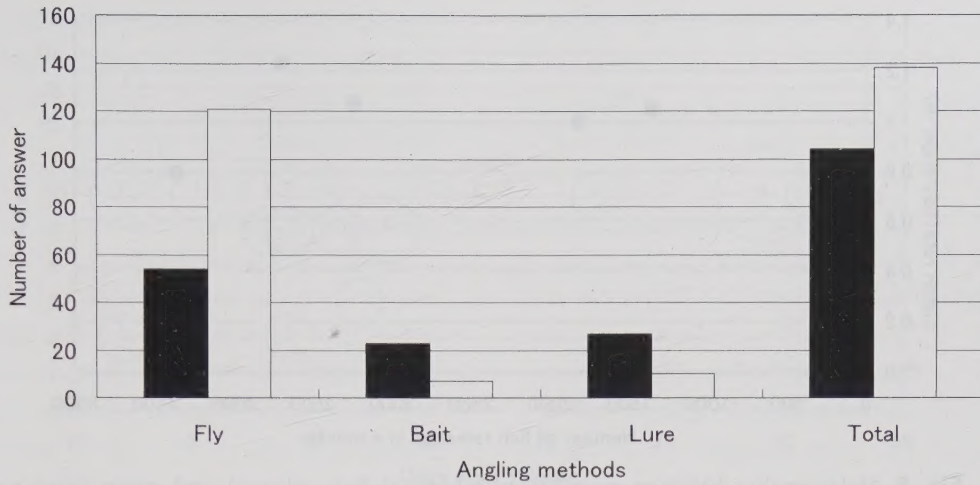


Fig. 6. Number of anglers in mountain stream areas (■: ①~③ and ⑨~⑩) or areas in the Senjogahara Marsh (□: ④~⑧).

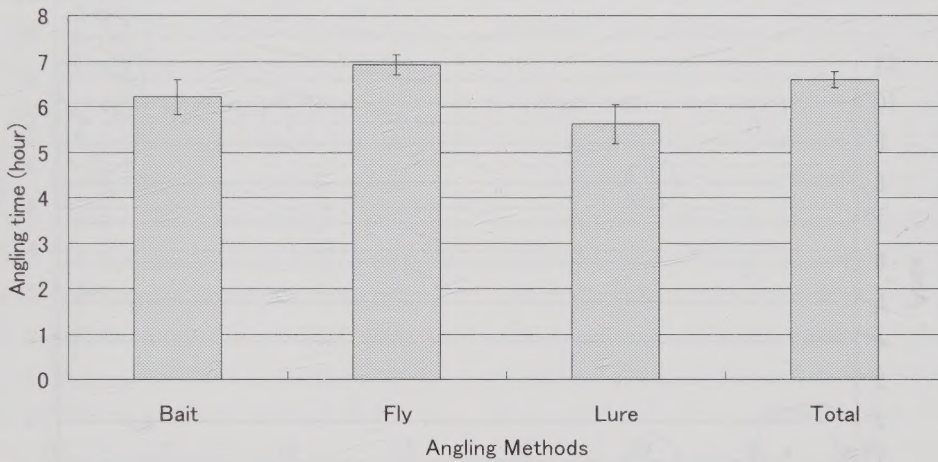


Fig. 7. Average angling time (hours) by 3 angling methods (fly, lure, bait) in the Yukawa River.

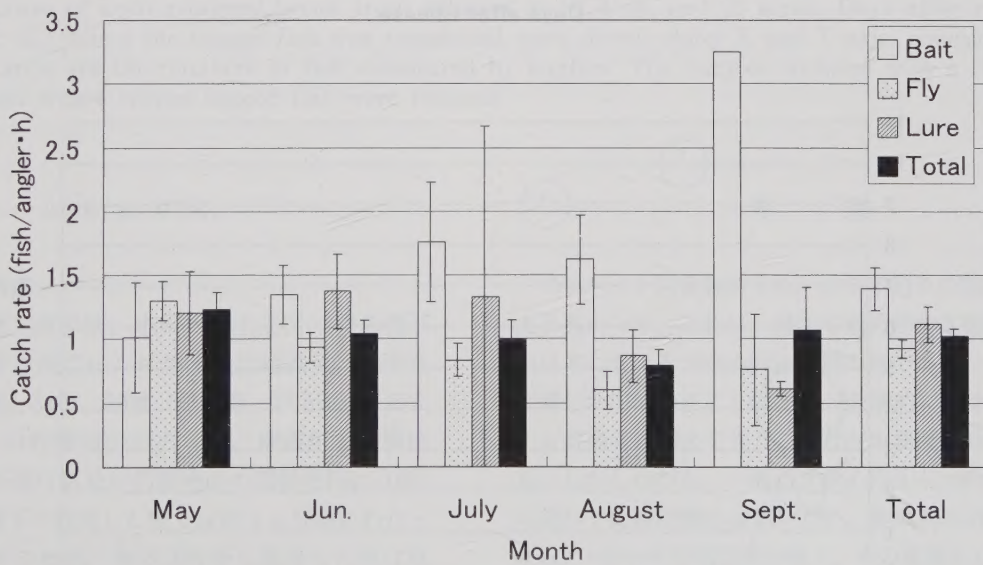


Fig. 8. Monthly catch rates (average number of fish caught by an angler in an hour) by 3 angling methods (fly, lure, bait).

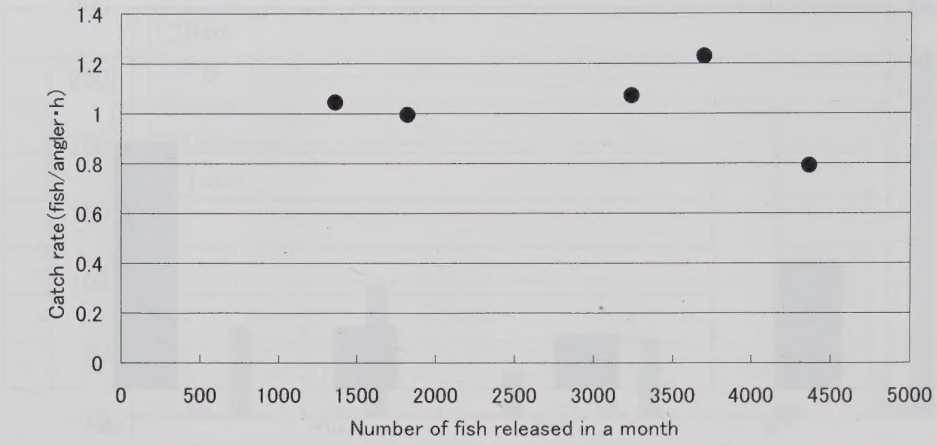
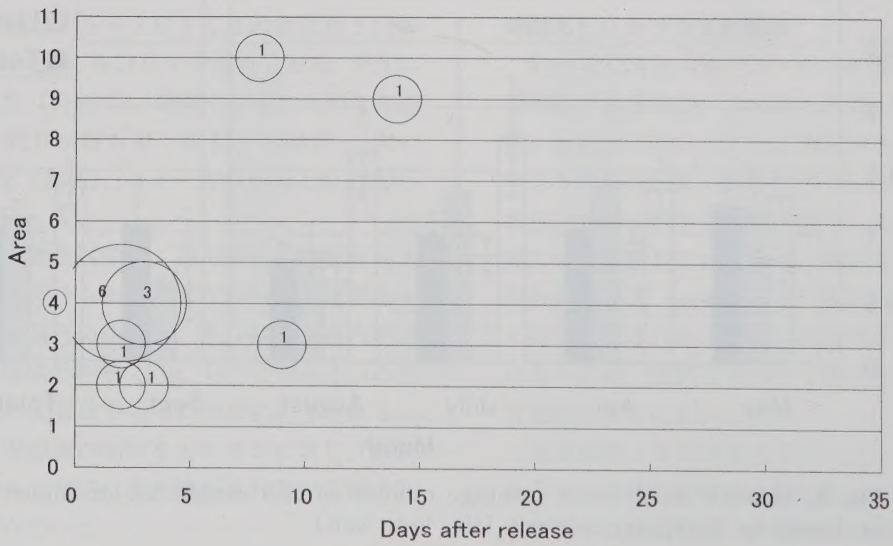
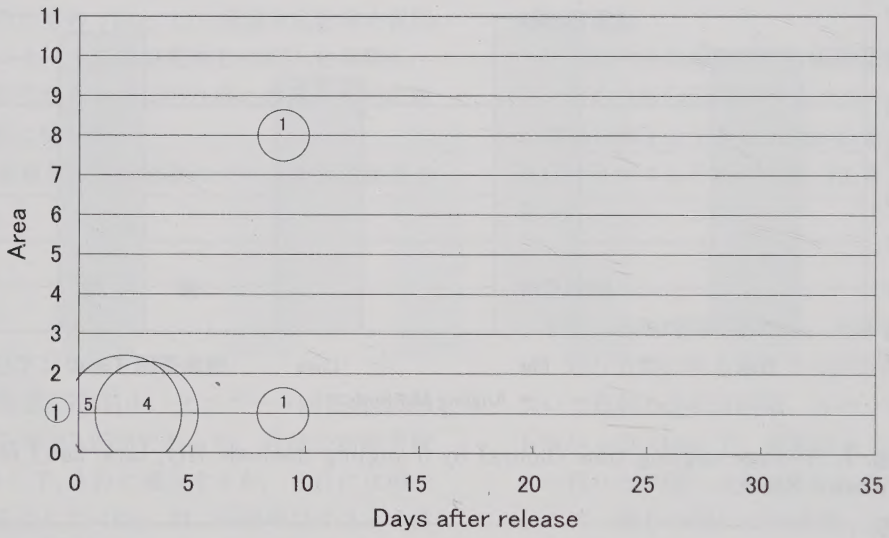


Fig. 9. Relationship between monthly numbers of fish released and mean catch rates



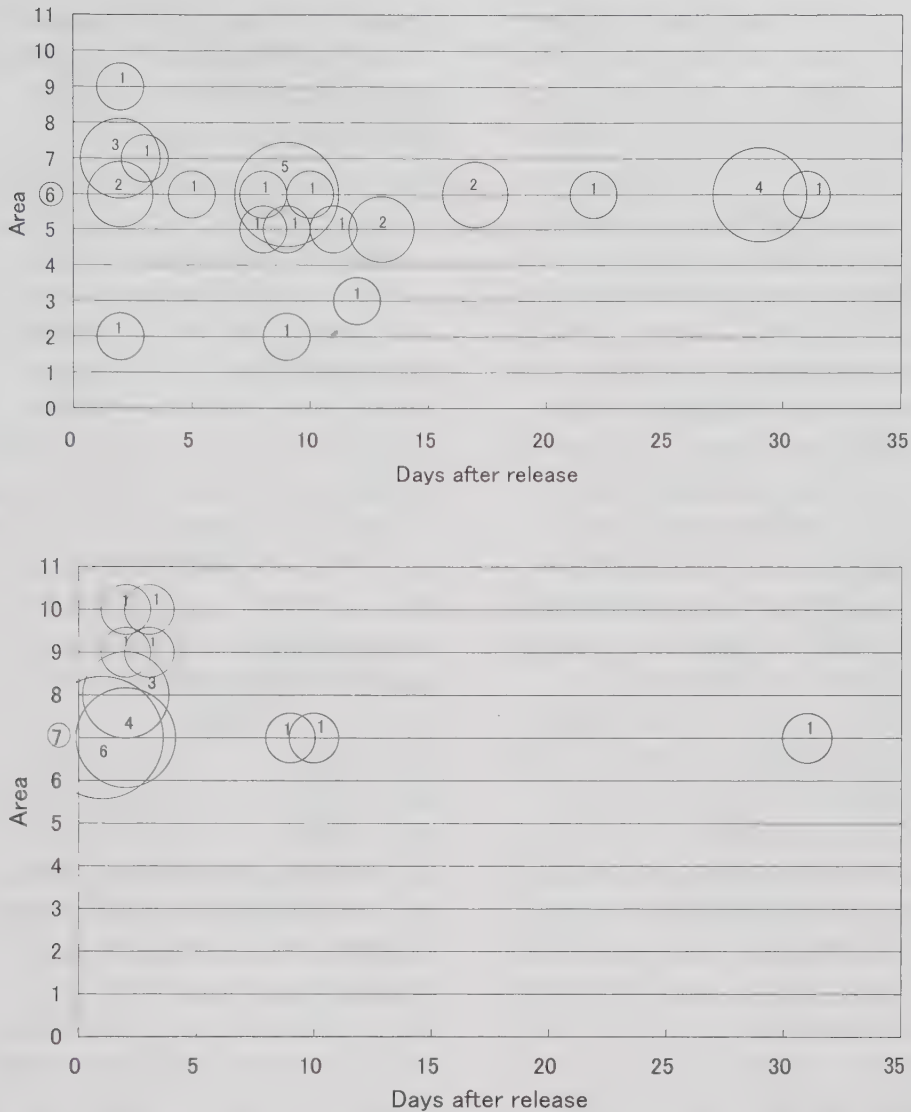


Fig. 10. Recapture of anchor-tagged brook trout released at ①, ④, ⑥, and ⑦ areas. Days after release and the areas (①~⑩) where the tagged fish was recaptured were shown along X and Y-axis, respectively. Figures in each circle are the numbers of fish recaptured by anglers. The number enclosed with a circle in Y-axis is the area where anchor-tagged fish were released.

れなかった ($r = -0.203$, $p > 0.05$)。

考 察

標識放流魚の再捕

4カ所（小滝上流①区、小田代橋下④区、青木橋下⑥区及び赤土手下流⑦区）に放流した標識魚は、それぞれ11尾、15尾、31尾、20尾（再捕率：27.5%、37.5%、77.5%、50%）の釣獲報告があった。標識魚の釣獲尾数、放流後の経過日数及び釣獲場所の関係をFig. 10に示した。青木橋下に放流した魚では約1ヵ月間にわたって釣獲報告があったが、他の3カ所に放流した魚はほとんどが2～3日以内に放流地点付近で釣獲され、放流後10日目以降は釣獲報告がほとんどなかった。

アンケート回答者のうち、フライ釣りの割合が6割以上と高かった。これは、湯川を始めとする奥日光の水域が日本におけるフライ釣り発祥の地であり、湯川がそれに適した川であることに加え、全国的にもフライ釣りをする遊漁者が増えてきたことなどが要因として挙げられる。しかしながら、一般にフライ釣り人は釣り場の管理に関して比較的関心が高いため、他の釣り方をする者よりもアンケートの回答率が高く、その結果としてアンケート回答者に占めるフライ釣りの割合が実際の利用者の割合よりも高く現れた可能性もある。

釣り場所別にみると、フライ釣りは戦場ヶ原湿原内の中流部を、餌釣り及びルアー釣りは上下流部の渓流域を主に利用していることがわかった。上下流部では川が河畔林で覆われているのに対し、中流部が湿原のため河畔に高い木が比較的少なく、フライを振るのに適していることや、フライ釣り人が憧れるいわゆるチョークストリーム風の緩やかな流れであること、さらにはフライ釣り専用区間が一部に設定されているためと考えられる。

カワマスの1時間当たりの釣獲率は、餌釣りが1.39尾と最も高く、フライ釣り0.92尾との差が顕著であった。月毎にみるとフライ釣りでは5月が高く、徐々に減少する傾向がみられた。これに対して、餌釣りでは7月と9月に、ルアー釣りでは7月に釣獲率が高かったが、これらの月では回答者が1～4名と少なく、たまたま数多く釣った人のみが回答したものと思われる。これらの月を除けば、餌釣り、ルアー釣りとも期間中は大きな変動なく安定して釣れていたものと思われる。

フライ釣りでは、釣魚時間が最も長かったが、釣獲率は最も低かった。フライ釣りの釣魚者は釣果が少なくても長時間釣りを楽しむ傾向にあることがうかがわれる。

釣獲率と放流尾数との間に相関関係はみられず、放流尾数をむやみに増やしても釣獲率は必ずしも上がらないことが示された。特に放流尾数が多かった8月は水温が場所によっては20℃以上となることから、放流された魚が摂餌活動を低下させたり、低水温の場所を求めて移動したりして、釣獲されにくかったのかも知れない。

期間中の釣魚者総数は3,574名、アンケートの総回答者から求めた時間当たりの釣獲率の平均は1.02尾であり、平均釣魚時間は6.6時間であった。単純にこれらから総釣獲尾数を推定すると、 $1.02 \times 6.6 \times 3,574 = 24,060$ 尾となる。期間中の成魚の総放流尾数は14,477尾であったので、放流尾数以上に釣獲されていることになる。このことは放流魚以外にも天然繁殖魚が相当数存在し釣獲されていることを示している。しかしながら、1尾も釣れなかった釣魚者がアンケートを提出しない割合が高いことも考えられるため、アンケート結果から求めた釣獲率が実際よりも過大に見積もられている可能性もある。今後は天然魚の資源量を明らかにするとともに、ビク調査などにより実態に近い釣獲率を求め、より正確な総釣獲尾数の推定を行う必要がある。

Mico *et al.* (1995) はテキサス州の6つの小湖沼(put and take 釣り場: 成魚放流した魚を釣らせ、持ち帰らせる漁場)における遊漁者の満足度を調べ、ニジマスの釣獲率が1.44尾/h以上で「good」、0.89尾/h以上で「fair」という結果を得ている。また、大浜ら

(2002b) は、山梨県小菅川のC&R区間における遊漁者へのアンケート調査を行い、釣獲尾数とそれに対する満足度の関係を調べた。それによると、1日の平均釣獲尾数は3.0尾で、約半数が「満足」か「やや満足」しており、また、釣獲尾数が5尾以上の人は、8割が「満足」か「やや満足」しているという。

本調査における平均釣獲率は1.02尾/hであり、これから求めた1日の平均釣獲尾数は $1.02 \text{ 尾/h} \times 6.6 \text{ 時間} = 6.7 \text{ 尾}$ となる。釣り場やその管理形態は異なるが、上記の例と比較してもこれらの数値は湯川における釣魚者の多くを満足させるのに十分なものと思われる。

標識放流した魚のうちフライ釣り専用区間の青木橋下に放流した魚は、他の3カ所に放流したものよりも長期間にわたって釣獲されていることが明らかとなった。これは、フライ釣りではC&Rを行うケースが多いため、一度釣獲された魚が再放流され、その後も複数回釣獲されていることを示しているものと思われる。C&Rにより放流魚が長期間にわたって利用されていることを示す一つの実証例である。

土居(2000)は、イワナのC&R後の死亡率を水槽実験により調べている。それによると、体内鉤掛かりの場所、釣獲後からリリースまでの扱い方によって死亡率が異なるが、口腔に鉤掛かりした場合はすべてが生残し、食道に鉤掛かりした場合でも無理に鉤を外さず、糸を切断してリリースすれば、82日後までに死亡する個体は全体の6%にすぎなかったという。ニジマスでも釣針を飲み込まれたときは、同様に処理してリリースすれば生残率が上昇することが報告されている(Schill, 1996)。山本ら(2001)は、長野県の天然河川においてイワナのC&Rの試行実験を13回行ったところ、それによる死亡率は2%と低く、また1回当たりの釣獲尾数は減少しなかったという。また、坪井ら(2002)は、北海道の天然河川におけるイワナの成長率や生残率がC&Rによって低下することはない、また釣獲された経験のある個体とない個体で、釣られやすさには差がなかったと報告している。

本研究及びこれらの研究結果から、C&Rが適正な方法で行われれば、資源量や釣獲量の維持に十分効果が見込まれるものと思われる。湯川においてはフライ釣りの割合が63.3%と高く、フライ釣りは元来C&Rが基本になっていることから、湯川においてC&R制を導入した場合、釣魚者には比較的スムーズに受け入れられるものと思われた。

謝 辞

アンケート調査に御協力いただいた多くの湯川愛好

家の方々に厚く御礼申し上げる。また、全国内水面漁業協同組合連合会日光支所職員遠藤祐二氏及び鈴木正和氏には標識放流の作業やアンケートの回収等で多大な御協力をいただくとともに、湯川釣り事業に関する貴重な資料及び情報の提供をいただいた。記して謝意を表したい。

文 献

- 土居隆秀, 2000: キャッチ&リリース後のイワナと針。アクアネット, **3**(12), 41-45.
- Dotson T., 1982: Mortalities in trout caused by gear type and angler-induced stress. *North Am. J. Fish. Man.*, **2**, 60-65.
- 福田和美, 2001: 日光鱒釣紳士物語, 山と溪谷社, 東京, 255pp.
- Gigliotti L. M. and Taylor W. W., 1990: The effect of illegal harvest of recreational fisheries. *North Am. J. Fish. Man.* **10**, 106-110.
- Humsaker D., 1970: Hooking mortality of Yellowstone cutthroat trout. *The Prog. Fish-Cult.* **32**, 231-235.
- 加地弘一, 大浜秀規, 中浜志織, 2002: 小菅川キャッチアンドリリース効果調査-II ～平成12年度・資源量調査～ 山梨県水産技術センター事業報告, 13-17.
- 北村章二, 2000: 湯の湖・湯川における遊漁研究. 養殖研ニュース, **45**, 16-18.
- Klein W. D., 1966: Mortality of trout caught on artificial lures and released by fishermen. *Trans. Am. Fish. Soc.*, **95**, 326-328.
- Marnell L. F. and Hunsaker D., 1970: Hooking mortality of lure-caught cutthroat trout (*Salmo clarki*) in relation to water temperature, fatigue, and reproductive maturity of released fish. *Trans. Am. Fish. Soc.*, **99**, 684-688.
- Mason J. W. and Hunt R. L., 1967: Mortality rates of deeply hooked rainbow trout. *The Prog. Fish Cult.* **29**, 87-91.
- Mico D. A., Schramm Jr. H. L., Arey S. D., and Dennis J. A., 1995: Determination of stocking densities for satisfactory put-and-take rainbow trout fisheries. *North Am. J. Fish. Man.* **15**, 823-829.
- 大浜秀規, 桐生 透, 加地弘一, 2002a: 小菅川キャッチアンドリリース効果調査-III ～標識放流調査～ 山梨県水産技術センター事業報告, 18-23.
- 大浜秀規, 加地弘一, 中浜志織, 2002b: 小菅川キャッチアンドリリース効果調査-IV ～アンケート調査～ 山梨県水産技術センター事業報告, 24-30.
- Schill D. J., 1996: Hooking mortality of bait-caught rainbow trout in an Idaho trout stream and a hatchery: Implication for special-regulation management. *North Am. J. Fish. Man.* **16**, 348-356.
- 田中淳志, 2003: C&Rによる陸封型鱒類の死亡率-アメリカ合衆国の事例から-。広報ないすいめん, **32**, 45-49.
- 田中 実, 1960: マス類の放流効果に関する研究-III. ヒメマスの降下魚と降下の要因. 淡水研報, **22**(1), 13-24.
- Taylor M. J., and White K. R., 1992: A meta-analysis of hooking mortality of nonanadromous trout. *North Am. J. Fish. Man.*, **12**, 760-767.
- 坪井潤一, 森田健太郎, 松石 隆, 2002: キャッチアンドリリースされたイワナの成長・生残・釣られやすさ. 日本水産学会誌, **68**(2), 180-185.
- 山本 聡, 小原昌和, 河野成実, 河之辺素一, 茂木昌行, 2001: 野生イワナの毛鉤釣りによるCatch-and-Release後のCPUEと生息尾数の変化. 水産増殖, **49**(4), 425-429.
- Warner K., 1978: Hooking mortality of lake-dwelling landlocked Atlantic salmon, *Salmo salar*. *Trans. Am. Fish. Soc.*, **107**, 518-522.
- Warner K and Johnson P. R., 1978: Mortality of landlocked Atlantic salmon (*Salmo salar*) hooked on flies and worms in a river nursery area. *Trans. Am. Fish. Soc.*, **107**, 772-775.

バス問題の経緯と背景

淀 太我^{*1}・井口恵一朗^{*2}

A review on the black bass problem referring to the historical background in Japan

Taiga YODO^{*1} and Kei'ichiro IGUCHI^{*2}

Abstract At present, Japan's inland waters face to an unique but serious topic so called black bass problem. The current problem grows so complicatedly involving social conflicts as well as ecological issue. One part grieves the crisis of biodiversity, while the other part appeals the right to take pleasure, showing no agreement. In the 1970s, insufficiency of legal control about alien species transplantation facilities anonymous transplantation with black basses without any local consensus. Extending of black bass distribution accelerated bass fishing which became popular in the 1980s. Commercialism in bass-related macro-industries during from the late 1980s to the early 1990s transformed the bass fishing from one of the fishing to one of the popular recreations. In Japan, those who receive the benefit from lakes and rivers have been under an obligation of stock enhancement for sustainable yield. On the other hand, newly introduced bass fishing is just a play or game and thereby dose not adapt to the traditional way of utilizing inland waters, which may lay to the outbreak of the bass problem.

Key Words: Black basses, Recreational fishing, Invasive alien species, Commercialism

1. はじめに

近年わが国では、さまざまな生物が意図的あるいは非意図的に持ち込まれ、すでに定着しているものも少なくない。外来生物の侵入は、程度の違いこそあれ、当該する生態系にとっては攪乱要因として作用する。外来生物との直接的・間接的な干渉を通じて、地域の生物多様性が何らかの損傷を受けることにより、やがては在来資源の持続的有効利用が破綻してしまう事態が憂慮される。内水面においては、外来魚ブラックバス（日本ではオオクチバス*Micropterus salmoides*ならびにコクチバス*M. dolomieu*を指す混称）が生息域

を拡大し、その動物食に偏った食性が元凶となり、各地の生物群集に深刻な被害を与えている。バス類は、その移植先における駆逐・制御の困難さから、世界で最も警戒を要する外来生物の一つに挙げられており（IUCN, 2000）、日本生態学会からは侵略的外来種ワースト100に指定されている（村上、鷲谷, 2002）。

日本国内ではバス類を食用に供する習慣はなじまず、ほとんどの漁業者からは漁獲の対象としてみなされることはなかった。代わって、レクリエーション産業の台頭を機に、スポーツフィッシングの名のもと、ルアー（疑似餌）釣りを愛好する遊漁者らによって迎え入れられた。職漁（＝生業）と遊漁（＝娯楽）は指向すると

2004年5月23日受理 (Received on May 23, 2004)

^{*1} 日本学術振興会科学技術特別研究員 (Japan Society for Promotion of Science Domestic Research Fellow)

現所属 三重大学 〒514-8507 三重県津市上浜1515 (Fish Culture Laboratory, Faculty of Bioresources, Mie University, 1515 Kamihama, Tsu, Mie 514-8507, Japan)

^{*2} 中央水産研究所上田庁舎 〒386-0031 長野県上田市小牧1088 (National Research Institute of Fisheries Science Ueda Station, 1088 Komaki, Ueda, Nagano 386-0031, Japan)

ころが大きく異なるにもかかわらず、狭い内水面では、フィールドの共用が続いてきた。そこでは、バス類ならびにバス釣りを巡り、異なる立場や対立する利害が様々な軋轢を生み出し、トラブルはエスカレートしている。バス類の是非にまつわる日本特有の事情は、有効利用を認めるのかどうか等について統一した見解に到達する見込みもないままに「ブラックバス問題（あるいは単にバス問題）」と呼ばれ、関連する多方面を巻き込んで社会現象化している。バス問題は、水産学や生態学の知識を駆使するだけでは解決できない、複雑な問題である。本稿では、社会的な背景を考慮しながら、わが国におけるバス釣りの経緯をその黎明期にまでさかのぼり、バス問題の真相の究明を試みる。

2. ブラックバスの履歴

2.1 オオクチバスとコクチバスの生物特性

ブラックバスとは、北アメリカ産のスズキ目サンフィッシュ科オオクチバス属 (*Micropterus*) に属する淡水魚の総称であり、本属には7種 (11亜種) が含まれる。これらのうち、これまでに日本で移入が確認されているのは、オオクチバスとコクチバスの2種である (瀬能, 2002)。

北米のオオクチバスは、五大湖周辺からミシシッピ川流域を経てメキシコ北東部までの北アメリカ中・東部に広く生息している (Fuller *et al.*, 1999)。本種は小規模河川や大規模な湖沼などさまざまな水域を利用し (Douglas, 1974)、10%塩分程度の汽水域内にも生息することが知られている (Keup and Bayless, 1964)。原産地では、一般にザリガニ類や *Dorosoma cepedianum* などを中心に摂食し (Lambou, 1961; Lewis *et al.*, 1974; Zweigacker and Summerfelt, 1974)、ブルーギル *Lepomis macrochirus* が主食になっている水域もある (Cochran and Adelman, 1982)。一方で、ザリガニ類やブルーギルが餌としてあまり利用されない水域も知られている (McCormic, 1940; Minckley, 1982)。このようにオオクチバスは、生息環境の状況に応じて餌を選択する柔軟な食性を持ち合わせている。さらに本種は雄親が卵・仔稚魚を保護することが知られており (Lamkin, 1900)、これは初期減耗を防ぐのに役立っている。親による子の保護は、再生産を確実なものとし、新規の生息場所においても、定着率の向上に貢献するものと考えられる。

現在日本において、オオクチバスは、北海道から沖縄県に及ぶ全国の湖沼河川に定着している。日本ではヨシノボリ類 *Rhinobolus* spp. やワカサギ *Hypomesus nipponensis*, オイカワ *Zacco platypus* 等

の魚類あるいはエビ類が本種の主な餌となるが (吉沢ら, 1979a; 安藤ら, 1982; 安藤, 1983; 前畑ら, 1987; 吉沢ら 1992; Azuma and Motomura, 1998; 淀, 木村, 1998 など), アメリカザリガニ *Procambarus clarkii* や昆虫類が含まれることもある (山本, 河端, 1988; 新谷, 渡邊, 1990; 横川, 1990; 淀, 木村, 1998)。このように、本種は餌とする対象種の幅が広いことが特徴である。原産地では、自然分布域に近接する水域であっても、オオクチバスの移植が生態系を攪乱することが報告されている (Jackson, 2002)。わが国では、オオクチバス侵入後エビ類や魚類が顕著に減少したり、場合によっては絶滅した例が報告されている (吉沢ら, 1979b, 1992; 前畑, 1993; Nakai, 1999; 細谷, 2001; 高橋ら, 2001; Maezono and Miyashita, 2003)。

コクチバスの自然分布域は、北限はオオクチバスの分布域と概ね一致するが、南限はオオクチバスより北寄りであり、アーカンソー州のオザーク台地までとなる (Fuller *et al.*, 1999)。主な生息場所は清澄な湖や冷涼な中規模河川であるが、小規模な池や濁った河川にも生息することが知られている (Coble, 1975)。典型的な生息河川では、マス類の生息域よりも下流側、オオクチバスよりも上流側に主に生息する (Coble, 1975)。コクチバスはオオクチバスに類似した食性を有し、原産地では魚類やザリガニ類を捕食することが多い (Minckley, 1982; Zimmerman, 1999)。本種においてもオオクチバスと同様に、雄親は卵・仔稚魚を保護する (Beeman, 1924)。

コクチバス仔稚魚は流水環境に適した形態形成を遂げるため (淀ら, 2000)、河川生息場所への定着は、オオクチバスよりも容易に進行すると推測される (淀, 井口, 2003b)。日本に侵入したコクチバスは、ヨシノボリ類、エビ類、ウグイ *Tribolodon hakonensis*, ワカサギ、水生昆虫など幅広い餌生物を環境条件に応じて利用しており、食性にはオオクチバス同様柔軟性がみられる (淀, 井口, 2003a)。カナダやアメリカでは、コクチバスの侵入が生態系に対して悪影響を与えることが既に報告されており (Jackson, 2002; MacRae and Jackson, 2001)、日本においても生態系の攪乱を招く可能性は高い。

2.2 分布拡大の過程

日本へのオオクチバスの導入は、赤星鉄馬氏が1925年に神奈川県芦ノ湖で行った移植に始まる (赤星, 1996)。1960年の時点では、4県下8水域に生息するに過ぎなかったが (金子, 若林, 1998) 年を経るごとに分布を拡大し、1969年には11府県、1974年には23都府県、1979年には40都府県、1988年には45都府県に達し

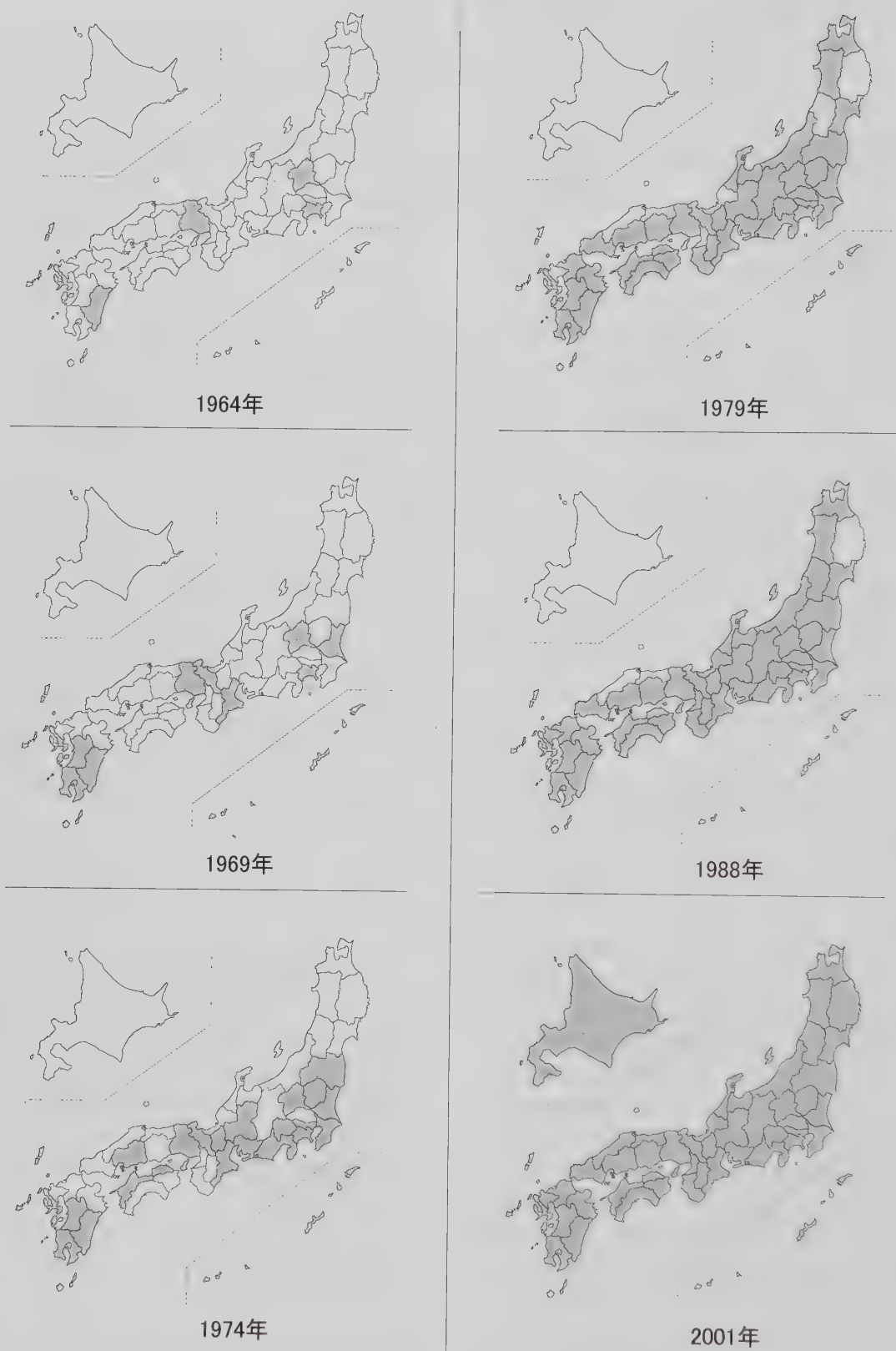


Fig. 1. 都道府県別に見たオオクチバス生息域の拡大（桐生（1992）を元に1989年以降の情報を加え作成）
Yearly changes in the number of the prefectures that largemouth bass invaded



Fig. 2. 都道府県別に見たコクチバス生息域の拡大 (全国内水面漁業協同組合 (2000), 全国内水面漁業協同組合 (2001) を元に加筆作成)

Yearly changes in the number of prefectures that smallmouth bass invaded

た（桐生，1992）。そして，2001年には北海道からも生息が報告され（北海道新聞，2001），ついに全都道府県から生息が確認されるようになった（Fig. 1）。

1925年の芦ノ湖における移植では，オオクチバスに加えてコクチバスも含まれていたとされるが（赤星，1996），後者はその後生息が確認されておらず（望月，1984），定着しなかったと考えられる。コクチバスの出現情報は長い間途絶えていたが（望月，1984），1990年前後から長野県の野尻湖，青木湖，中綱湖さらに福島県の檜原湖から相次いで生息が確認された（河野成美，私信；廣瀬充，私信）。その後1997年には8都県，1998年には19都県，1999年には21都県，2001年には26道府県の河川湖沼から報告され，急速に生息域を拡大している（Fig. 2；全国内水面漁業協同組合連合会，2000，2001）。

淡水魚であるブラックバスが生息域を拡大する要因としては，人による意図的な放流，水産有用種の放流用種苗への混入等による非意図的な放流，および自然流出が考えられる（浅香，森，1999）。オオクチバスについては，1930年代を中心に（最後は1968年），公的な機関による移植放流が6つの湖沼で実施された記録が残されている。ところが，1970年代になると，バス釣り愛好家による自主的な移植が頻発していたことが明らかとなっている（金子，若林，1998）。2000年11月には富山県において，釣り目的でオオクチバスの放流を行った男性が摘発されている（朝日新聞，2000）。長野県下では，55の市町村でオオクチバスの生息が確認されているが，そのうち28市町村において非公式の意図的放流に起因すると思われ考えられない生息水域が存在

する（長野県水産試験場，2002）。一般的にみて，非意図的放流については，その可能性を完全に否定することはできないが，他魚種の放流用種苗への混入の事実は知られてない。自然流出に関しては，状況から判断して，上流側の湖沼からの流出により個体が供給されている河川がいくつか存在する（淀ら，2001；淀，井口，2003b）。コクチバスの生息域の拡大については，自然流出が示唆されている水域はいくつかあるものの（淀，井口，2003b），他魚種の放流用種苗への混入の可能性は極めて低く，大部分は非公式に意図的に放流されたものと考えられている（大浜，2002）。

2.3 ブラックバス対策の変遷

各都道府県の漁業調整規則あるいは内水面漁業調整規則による外来魚移植の規制内容とその施行日についてTable 1に要約した。現在，沖縄県を除く46都道府県においてブラックバスの移植が規制されている。ところが，オオクチバスの侵入以前にさかのぼって法規が整備されていたのは，埼玉，山梨，長野，鳥取，佐賀の5県に過ぎない。行政や研究者からの強い働きかけが無かったこともあり，1970年から1990年にかけて，ほとんどの県では法規に基づく対策が打たれることなく，オオクチバスの拡散を傍観していた（Fig. 3）。しかしながら，前述の5県においても法的規制が功を奏するに至らず，オオクチバスの侵入を阻止することはできなかった。その後1993年9月18日の水産庁長官通知により，ブラックバスならびにブルーギルの移植を制限するために，調整規則改正に向けた指導が行われた。それを受けて，移植を規制する都道府県が急

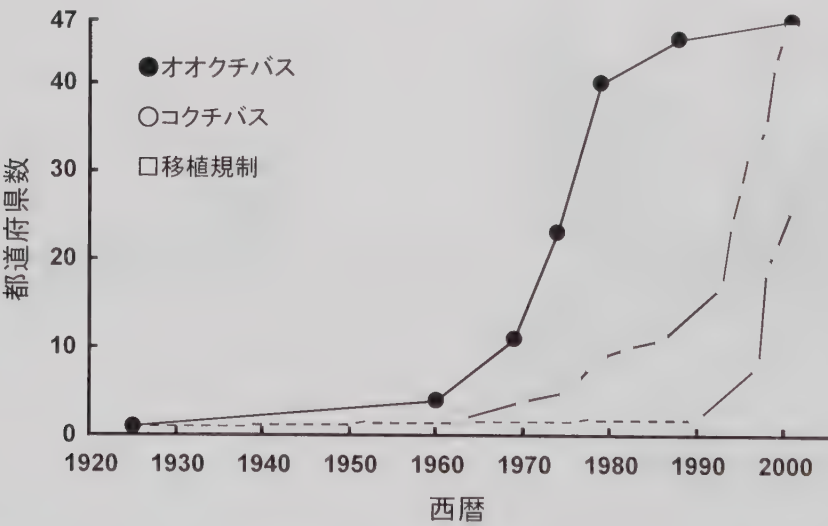


Fig. 3. 都道府県別に見たブラックバスの生息域拡大と法規制の整備
Yearly changes in the number of prefectures that black basses invaded and established regulations for controlled the transplantation of them

Table 1. 各都道府県の内水面漁業調整規則による外来魚移植規制状況（2003年11月1日現在）

Prefectural regulations for limitation of alien fish transplantation

都道府県	施行(改正) 年月日	対 象 魚 種	備 考
北海道	2001.9.25	ブラックバス・ブルーギル	
青 森	1994.8.31	ブラックバス・ブルーギル	
岩 手	1993.2.19	ブラックバス・ブルーギル	
宮 城	1999.12.28	ブラックバス・ブルーギル	
秋 田	1996.7.12	ブラックバス・ブルーギル	
山 形	1996.1.30	ブラックバス・ブルーギル	
福 島	1978.4.28	県内に生息しない水産動植物	2001年ブラックバス・ブルーギルを魚種指定
茨 城	1998.12.28	ブラックバス・ブルーギル	2002年ストライパーを追加
栃 木	1994.8.30	ブラックバス・ブルーギル	
群 馬 ^{*1}	1975.4.28	エビガニ・ライギョ・ブラックバス	1993年ブルーギルを追加
埼 玉 ^{*1}	1970.4.1	県内に生息しない水産動植物	1995年ブラックバス・ブルーギルを魚種指定
千 葉	1993.3.31	ブラックバス・ブルーギル	
東 京	1998.12.1	ブラックバス・ブルーギル	
神奈川	1994.3.22	ブラックバス・ブルーギル	
新 潟	1982.2.5	県内に生息しない水産動植物	1995年ブラックバス・ブルーギルを魚種指定
富 山	1993.4.1	ブラックバス・ブルーギル	
石 川	1995.2.17	ブラックバス・ブルーギル	
福 井	1999.6.1	ブラックバス・ブルーギル	
山 梨 ^{*1}	1963.2.1	県内に生息しない水産動植物	1998年ブラックバス・ブルーギルを魚種指定
長 野 ^{*1}	1970.5.25	県内に生息しない水産動植物	1993年ブラックバス・ブルーギル・ライギョ・ アメリカザリガニを魚種指定
岐 阜 ^{*1}	1993.12.14	ブラックバス・ブルーギル	
静 岡	1997.1.28	ブラックバス・ブルーギル	
愛 知	1976.8.18	ブラックバス・ライギョ	2002年ブルーギルを追加
三 重 ^{*1}	1995.7.9	ブラックバス・ブルーギル	
滋 賀 ^{*1}	1979.7.23	非指定魚全て ^{*2}	
京 都	1999.12.24	ブラックバス・ブルーギル	
大 阪	2000.3.31	ブラックバス・ブルーギル	
兵 庫	1996.8.16	ブラックバス・ブルーギル	
奈 良 ^{*1}	1994.3.31	ブラックバス・ブルーギル	
和歌山	2000.3.31	ブラックバス・ブルーギル	
鳥 取	1986.3.31	ブラックバス	
島 根	1993.4.6	ブラックバス・ブルーギル	
岡 山	1994.9.9	ブラックバス・ブルーギル	
広 島	1993.11.11	ブラックバス・ブルーギル	
山 口	1996.12.13	ブラックバス・ブルーギル・ライギョ	
徳 島	2000.3.3	ブラックバス・ブルーギル	
香 川	1999.7.2	ブラックバス・ブルーギル	
愛 媛	1978.7.14	ブラックバスその他県内に生息しない 水産動植物	
高 知	1999.3.2	ブラックバス・ブルーギル	
福 岡	1994.10.21	ブラックバス・ブルーギル	
佐 賀	1963.2.1	県内に生息しない水産動植物	2000年ブラックバス・ブルーギルを魚種指定
長 崎 ^{*1}	1999.12.17	ブラックバス・ブルーギルを追加	1964年カムルチー・ザリガニを規制
熊 本	1995.5.29	ブラックバス・ブルーギル	
大 分	1994.4.11	ブラックバス・ブルーギル	
宮 崎	1999.3.8	ブラックバス・ブルーギルを追加	1964年ライギョ・ザリガニを規制
鹿児島	1995.3.31	ブラックバス・ブルーギル	
沖 縄	—	—	

*1 漁業調整規則における規制

*2 ビワマス、コイ、フナ、ホンモロコ、ウナギ、イサザ、ゴリ（ヨシノボリ）、アマゴ、イワナ、ニジマス、ヒガイ、ドジョウ、タニシ、テナガエビ、スジエビ

増した。

後発のコクチバスに関しても、北海道、宮城県、東京都、和歌山県、香川県、高知県、宮崎県のように、調整規則の制定以前から生息が確認されていた都道県がある（全国内水面漁業協同組合連合会，2000，2001）。さらに、法規の施行後ですら、30を数える県で侵入が認められるなど、規制が十分に機能していないのが実態である。運搬した魚を水に放すという極めて短時間で完了する放流行為や、混入等の非意図的放流は、文言による注意喚起だけで防ぐことは難しい。さらに、詳細は後述するが、移植は違法であってもその後の利用は制限されないこの規制では、意図的放流の動機を失わせることはできなかったと考えられる。

既にブラックバスが侵入している水域では、駆除が試みられた所も多い。しかし、全国内水面漁業協同組合連合会（2002）がまとめたところによると、これまでに駆除が試みられた47の水域において、駆逐に成功したのはわずか4箇所に過ぎず、遂行の難しさを物語っている。成功例は、2例（青森県）はため池の完全水抜き、1例（栃木県）は巻き網、投網、水中銃などの組み合わせ、1例（埼玉県）は池全体を地曳網で囲い込むという方法であり、手法は様々であるが、いずれもブラックバスが発見された年度あるいは翌年度と早期に積極的な駆除を行ったという共通点がある。駆逐に成功しなかった例について、その理由は様々であるが、駆除を行うための人員や資金の不足、地形等の条

件による漁法の制限、他魚種の混獲の多さが問題点となっている例が多い。近年では、リリース（釣獲魚の再放流）の禁止や生体での持ち出し禁止を掲げて、ブラックバスの拡散を抑制する方策が打ち出されている（Table 2）。

3. バス釣りムーブメント

3.1 ブラックバス波及効果

ブラックバスは、原産国であるアメリカ合衆国では、釣魚として広く認知されており、とりわけルアー釣りの対象魚として高い人気を博している。いくつもの競技組織が賞金制の釣り大会（以下トーナメントと呼称する）を開催し、獲得賞金やスポンサー契約料などで生計を立てる人々（以下バスプロと呼称する）が存在する。日本においてもバス釣りの人気は高く、年間釣り人口はのべ300万人にのぼり（佐藤，2000）、バス関連の釣り具の売り上げは年商600億円に達するとも言われている（原，2001）。今日では日本でも複数の競技組織が存在し、アメリカ同様のトーナメントが開催され、バスプロも輩出している。現在、神奈川県芦ノ湖、山梨県河口湖、山中湖、西湖ではオオクチバスが漁業権対象魚種に指定されており、遊漁者から遊漁料が徴収されている。なお、コクチバスが漁業権対象種に指定されている水域は現在の所存在しない。

ブラックバスの拡散による波及効果は、関連釣り具

Table 2. ブラックバスの再放流に関する法的規制状況（2003年11月1日現在）
Regulations for limitation of catch-and-release of black basses.

自治体	水 域	法 規 名	施行日	内 容
山梨県	全 域	内水面漁場管理委員会指示	1997.7.8	コクチバス再放流・生体での持ち出し禁止
埼玉県	荒 川 入間川	内水面漁場管理委員会指示	2000.10.10	コクチバス再放流・生体での持ち出し禁止
	有間川		2001.4.27	コクチバス再放流・生体での持ち出し禁止
新潟県	全 域	内水面漁場管理委員会指示	2000.12.28	ブラックバス・ブルーギルの再放流禁止
岩手県	全 域	内水面漁場管理委員会指示	2001.1.4	ブラックバス・ブルーギルの再放流禁止
長野県	全 域	内水面漁場管理委員会指示	2002.3.1	ブラックバス・ブルーギルの生体での持ち出し禁止
秋田県	全 域	内水面漁場管理委員会指示	2003.4.1	ブラックバス・ブルーギルの再放流禁止
滋賀県	琵琶湖	滋賀県琵琶湖のレジャー利用の適正化に関する条例	2003.4.1	ブルーギル・オオクチバスその他規則で定める魚種の再放流禁止
島根県 平田市	市全域	在来生態系保護条例	2003.4.1	特定外来魚の再放流禁止 (努力規定)

の売り上げを伸ばすだけに留まらない。バス釣り愛好家を読者層に絞り込んだ、いわゆるバス釣り雑誌がわが国でも発刊されている。これらの発行誌数をもって、バス釣りブームの拡大過程を評価してみたい。1979年度版（創刊号）から2003年度版の「雑誌新聞総かたろぐ」に基づき、釣り雑誌全98誌について、主要な対象魚（あるいは釣り分野）、読者層、創刊及び休刊年月、年間発行回数および発行部数（公称）を調査した（メディアリサーチセンター、1979～2003）。その結果、8誌がバス釣り雑誌として抽出された。バス釣り雑誌の発行誌数および年間発行部数（年間発行回数×発行部数）は経年的に変化し（Fig. 4）、1981年に最初の1誌が創刊された後、1985年に1誌、1996年に3誌、1997年に1誌、1998年に1誌、さらに1999年に1誌が創刊され、発行誌数は8誌となった。しかし、2000年に入って2誌が休刊したのを皮切りに、2001年に1誌、2002年に1誌が相次いで休刊し、発行誌数は4誌にまで減少した。1994年までは漸増傾向にあった年間発行部数も、1995年から1999年にかけて急激に部数を伸ばし、その後は僅かながら減少に転じた。また、1994年における1誌当たりの年間発行部数がそれぞれ72万部と108万部であったのに対し、8誌が乱立した1999年には雑

誌数に加えて1誌当たりの発行部数も39万部から300万部にも及び（平均194.9万部、標準偏差=116.9）、ピークに達した。

次に、視点を変えて、河口湖における遊漁料収入の増減から、バス釣りブームの経過を追ってみたい（Fig. 5）。河口湖漁業協同組合における年間遊漁料収入は、ワカサギ漁が順調だった1984年頃までは300万円前後を推移していたが、不漁の1988年を契機に2万6千円にまで落ち込んだ（大浜、2002）。ところが、オオクチバスが漁業権対象種に指定された1989年を境に、遊漁料収入は増加に転じ、とりわけ1994年から1996年にかけては、3千万円台から一気に3億2千万円へと激増した。その後は若干の減少を経て、2000年までの間は2億5千万円前後で推移した。河口湖の遊漁料収入の経年変化の双方から、バス釣りブームは1990年代初頭に爆発的に盛り上がり、1990年代半ば以降ややけりをみせていると考えられる。

3.2 バス釣りブームの社会的背景

ブラックバスの抱えている問題の解決の糸口を見いだすには、現在の状況を把握するだけではなく、このような現状に至った過程やその背景にあった社会情勢

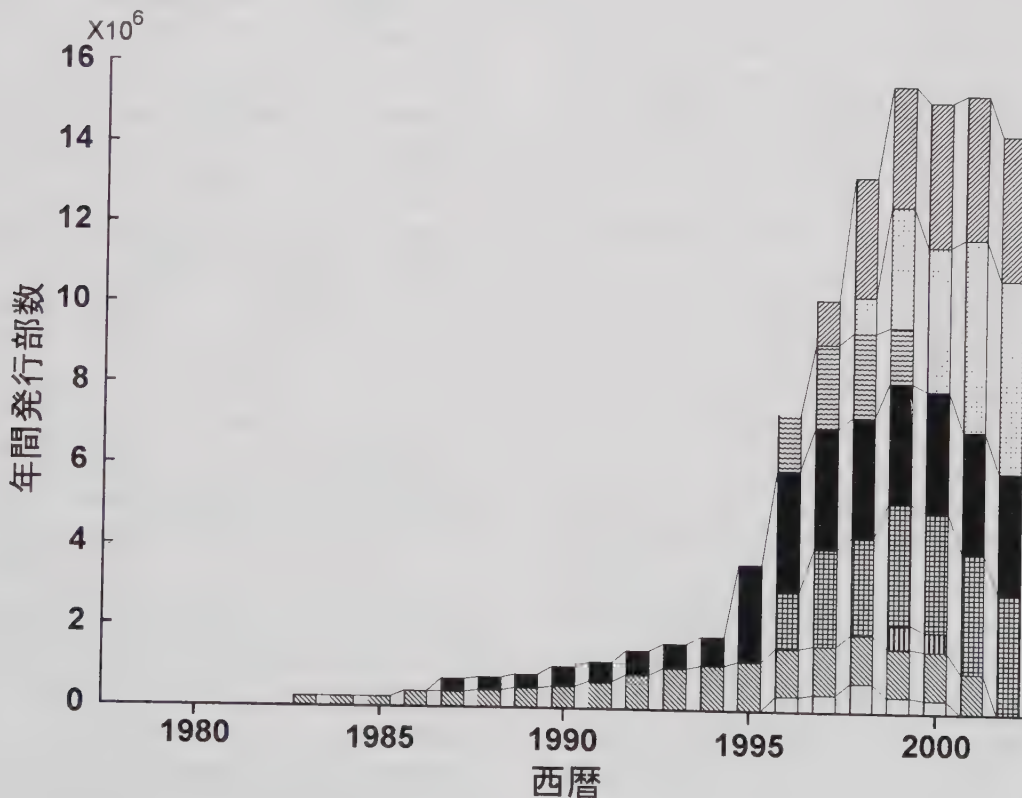


Fig. 4. バス釣り雑誌の発行誌数と年間発行部数の経年変化

Yearly changes in the number and circulation of magazines about bass-fishing

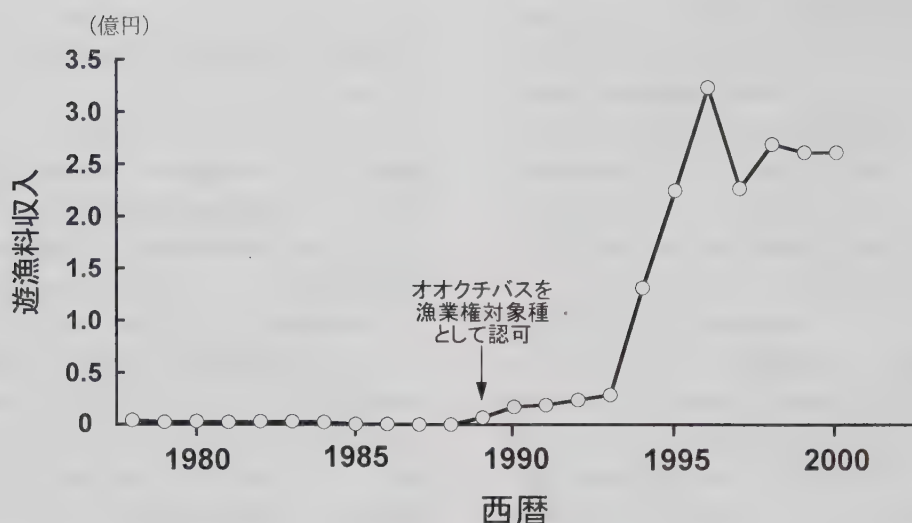


Fig. 5. 山梨県河口湖における遊漁料収入の経年変化

Yearly changes in the income from angling charge of Lake Kawaguchi fishery cooperative

との関連性を認識する事が重要である。そこで、ブラックバスの移入・拡散過程、バス釣り普及の過程ならびに時々の社会情勢を対比させながら整理し、バス問題が形成されてきた背景について考察を加えてみたい (Fig. 6)。

ブラックバスが食用や遊漁対象として初めて移入された1925年は、第1次世界大戦の終戦から6年後、満州事変の6年前に相当する。軍国主義・帝国主義の風潮が色濃く漂っていた当時の日本では、富国強兵の助けとなる新規タンパク源の開発には多大な関心が寄せられていた。

その後、第2次世界大戦から1950年代の戦後期を通して、神奈川県相模湖・津久井湖への例外的な拡散を除けば、オオクチバスは長崎県白雲の池などへ公式に、かつ試験的に放流されたに過ぎなかった。金子・若林 (1998) によると、その当時はまだバス釣り自体が一般に普及しておらず、アメリカ進駐兵とごく一部の日本人が行っていたのみであったとされている。

高度経済成長期後半の1970年代に入り、バス釣りが浸透し始めた。釣り雑誌が販売促進を見込んでブラックバスを取り上げれば、釣り具メーカーは市場開拓を当て込んでルアー釣りに必要な道具類を紹介し、これらが引き金となって、バス釣りブームは過熱していった (金子, 若林, 1998)。この頃は、経済的なゆとりが国民の目を余暇にも向けさせるようになり、アメリカの文化や生活習慣が積極的に日本の社会に取り入れられていた時代でもある。1970年代においてブラックバスは、進取の気性に富んだ釣り好き青年の一部によって、目新しいルアー釣りの対象魚として扱われていた

のである。アメリカで人気の高いバス釣りが、釣り場が限られ、しかもバス釣り道具もあまり流通していなかった当時の日本で着実に定着していった背景には、高度経済成長期という時代を反映し、釣り雑誌や釣り具メーカーおよび小売店が市場を拡大したいという思惑と、国民の時間的・経済的余裕とアメリカ指向がうまく一致したためであると考えられる。これを第1次バス釣りブームと呼ぶことにする。ブームに乗じて、不足するバス釣り場を補うために、篤志家の手により移植が敢行され、オオクチバスの生息域が拡大していった可能性が高い。

1980年頃になると、小中学生を巻き込んで釣りレジャー全般にブームが訪れた。これは、これまでに発行された少年向け釣り雑誌が、いずれも1981年に創刊 (3誌) あるいは復刊 (1誌) されていたことから裏付けられる (メディアリサーチセンター, 1979~2003)。核家族化や地域社会の崩壊が世相に反映されていた当時、とりわけ都市部では、釣りの手ほどきをしてくれる近親者や年長の仲間が子供達のまわりにいなくなっていた。その点、複雑な仕掛けがなくても楽しめるバス釣りは、若年層にとって入門の容易な釣りであったに違いない。さらに、身近な都市近郊にも釣り場が点在したことや、子供の参入を疎んじるような既成の成人中心の釣りコミュニティがバス釣りの歴史の浅さから未形成であったことが、若年層のバス釣りへの親しみを特に助長したものと思われる。さらに、湖沼河川の水質悪化や食生活の変化による魚食離れのなか、釣った魚を持ち帰らないキャッチアンドリリースのシステムや、ルアーやリールといったバス釣り道具の玩具的要

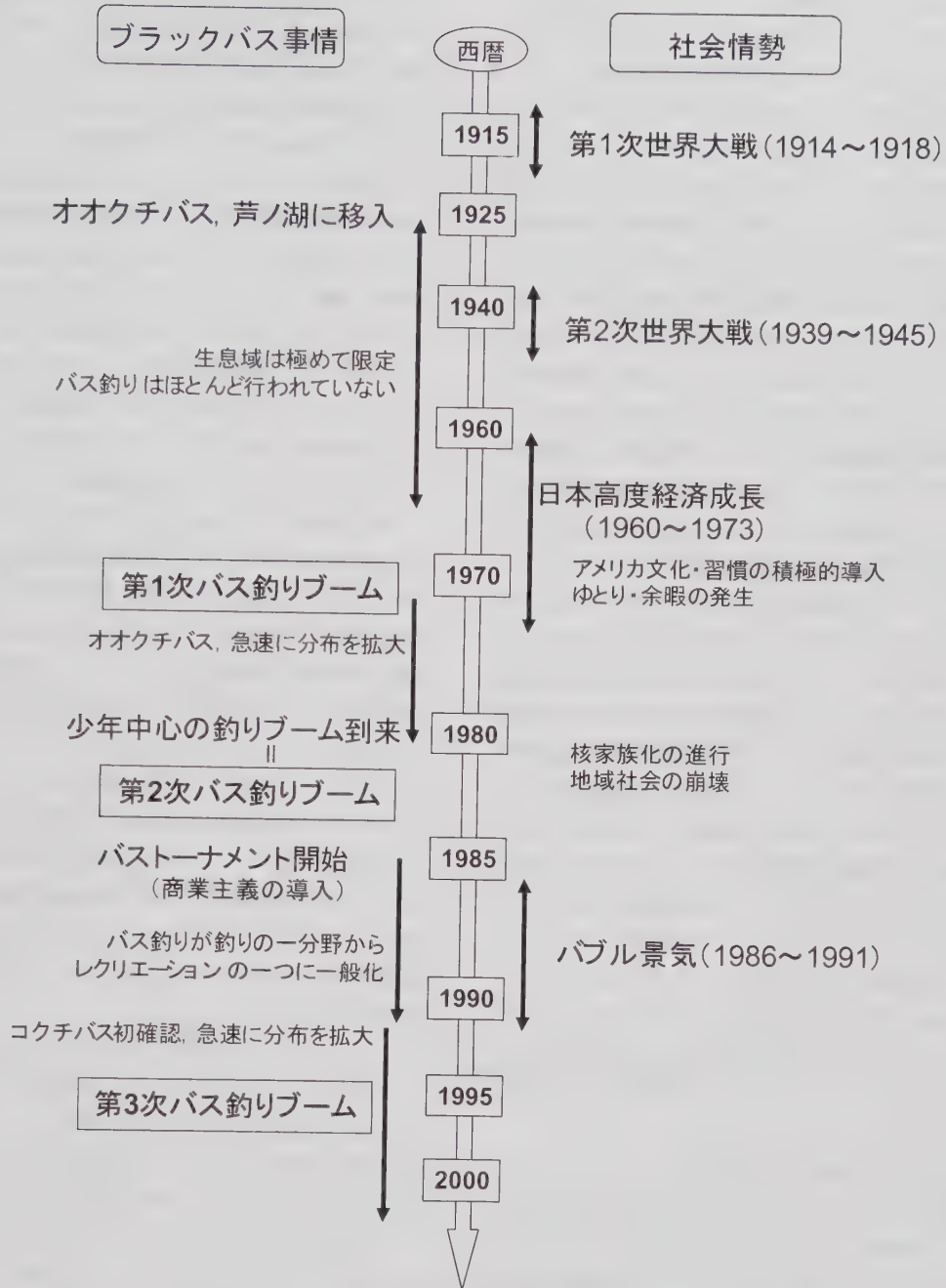


Fig. 6. バス釣りの成立・普及と社会情勢の対比

Comparison of establishment and development process of bass fishing with social background in Japan

素が、少年達の心をくすぐったことも想像に難くない。これは、第2次バス釣りブームと呼ぶことができる。しかしながら、1981年に発行された少年向け釣り雑誌4誌のうち、2誌が1983年および1985年をもって休刊した。残る2誌については、1誌は読者層の拡大を図って1986年にリニューアルして2000年まで存続し、もう1誌はバス釣り中心の雑誌として2002年まで存続した。これらから、第2次バス釣りブームを内包した若年層

中心の釣りブームは1985年頃までには終焉を迎えていたと考えられる。

第2次バス釣りブームの追い風を受けて、1985年に日本初のバス釣り競技組織が結成された。バス釣り競技組織は賞金制のトーナメントを開催し、主に第1次ブームの際にバス釣りを始めた人々の中からバスプロが現れた。しかし、当初のトーナメントは第2次ブームが去っていたこともあり、規模も小さく世間の関心

も低いものであった。賞金制トーナメントの発展には、バスプロの参加を促すためにもスポンサー企業からの経済的な支援が不可欠である。そのため、トーナメントとバスプロの登場は、バス釣りへのコマーシャルリズムの浸透を加速することとなった。折しも、トーナメント開始の翌年からバブル景気（1986～1991年）に突入したことが追い風となり、景気の後押しが企業側の出資を容易にしたと考えられる。バス釣り人側においても、1艘数百万円以上の高価なバス釣り専用ボートが普及したり、不安定な収入にも関わらずバスプロが急増するなど、当時のバス釣りはバブル景気の世相を良く反映していたと考えられる。肥大化する市場に支えられたバス釣り産業はマスメディアを通じて影響力を広げ、バス釣り雑誌やテレビの釣り番組に有名芸能人が登場するだけに留まらず、一般の雑誌やテレビ番組にバス釣りが浸透していった。やがて、バス釣りに対する認識は、「釣人だけが楽しめる釣りの一分野」から「全ての人に門戸を開いたレクリエーションの一選択肢」へと変化していった。手軽な一般娯楽への変貌は、潜在的バス釣り人口を飛躍的に増加させる原動力になったと考えられる。バブル景気崩壊後は、出費の節約できるアウトドアレクリエーションが脚光を浴びるようになったことも関連し、手軽な一般娯楽と化したバス釣りは、多額の出費を必要としないスタイルが中心ではあるものの、かつてない勢いで流行した（第3次バス釣りブーム）。このブームの特徴は、魚釣りの経験のない青年層が牽引役を担っていたところにある。実際に、1990年以降に創刊されたバス釣り雑誌では、5誌中3誌が釣り初心者を対象とした誌面を企画していた（メディアリサーチセンター、1979～2003）。

3.3 ブラックバスの蔓延を許す構造

日本の河川や湖沼では、古くから地元住民の間で、乱獲を諫めて増殖を促す取り決めが結ばれており、この慣習は持続的に利用可能な漁場の維持・管理に貢献してきた。このような姿勢は現在まで受け継がれ、内水面漁業では漁獲の対象種を指定し、同時にその漁獲計画に見合った増殖を義務づけた第5種共同漁業権が免許されている。新参のブラックバスは、キャッチアンドリリースの習慣により、漁場から間引かれることが少ない。ブラックバスの釣りによる利用によって実際に減少するのは、ブラックバスではなく周囲の生物である。従って、ブラックバスの管理には、漁獲して減った対象種を増殖して補うという伝統的な発想に基づく施策は不適切である。また、現在のところ生物多様性の保全を見据えた管理を実現するための法制も存在しない。近年では「決して無害な生物などではなく、

侵入すれば駆除もおぼつかない」というバス認識が、広く一般に広がっている。にもかかわらず、行政機関や研究者は具体的な対策を打ち出せずに、ブラックバスの全国規模の蔓延を許してしまっている。遅ればせながら、外来魚の移入や利用を制限する自治体が現れたが、オオクチバス・コクチバスの生息域拡大に歯止めがかかる気配はなく、法的規制が機能しているとは言い難い状況にある。これは意図的な放流という行為が極めて短時間で完遂できるためにその摘発が困難であること、ブラックバスが少数個体で様々な環境に適応し、定着して繁栄する優れた生物学的特性を有していることに加え、中井（1999）も指摘しているように、たとえ違法な放流であってもその産物であるブラックバスを利用することに全く規制のないことが要因としてあげられる。バス釣り人やバス釣りに関連して利益を求める人々にとって、依然、意図的な放流のリスクは小さく、得るものは大きいのである。この相対関係を逆転させない限り、意図的な放流による生息域拡大は防止できないと考える。すなわち、罰則の強化や有効な監視システムの開発などでリスクを大きくするか、法規によって移植が規制された後に侵入した水域でのバス釣りを禁止するなどして利益を小さくする、あるいはその両方を合わせて実行する必要がある。これは全国規模でなくとも、希少種が生息するなど特定の水域について先行的に実施する事も希少種保全や啓蒙的観点から重要と考えられる。今後は、有効な駆除方法の開発と同時に意図的な放流を未然に防ぐ方策の開発が急務となろう。

ブラックバスへの対応が遅れがちになる理由は、他にも考えられる。日本における遊漁は、巻き釣りや鷹狩りなどと同じく武道に近い趣味として江戸時代の武士の間で発展し、やがて一般庶民に広まった、まさに遊びであった（長辻、2003）。そのため、近年までの釣りは風情や趣を求め、また釣り人達の間で自発的に生まれたマナーやルールを重んじた独特のコミュニティを形成しがちであった。この傾向は、釣り場面積が狭く、相対的に釣り人密度の高い内水面において特に顕著であり、ともすれば新参者が気軽に参加しづらい雰囲気さえ作り出すことがあった。その反面、釣り人は「川や湖の番人」として、職漁が行われていない水面であっても、釣り場としての一定の管理を自主的に行っていた。しかし、レクリエーションの一つにまで一般化した現在のバス釣りは、古来の釣りとは全く異なる範疇の存在となっており、バサー（バス釣り人）の多くは従来の意味においての釣り人ではないと言っても過言ではない。現在のバサーにとって、バス釣りはその手軽さゆえに日常生活の延長となり、都市部や市街

地での生活習慣をそのまま釣り場に持ち込む傾向がみられる。その中にはゴミのポイ捨てや路上駐車、夜間の喧噪など釣り場が主に存在する地方や郊外では到底許容され得ない悪習も多い。また、バサーの多くは他のレクリエーションと同様に、一方的に快樂だけを享受することを求めており、ブラックバスやバス釣りが抱える諸問題について労力や痛みを伴う解決法には頭から拒絶するか、ほとんど無関心か、あるいは少なくとも消極的である。

また、バス釣りは日本において遊漁での利用がほとんどである。そのため、バス釣りは単なる遊びという感覚が行政機関や研究者の間にも根ざしていたと考えられる。ブラックバスという外来魚が在来生物群集に及ぼす影響は、その利用形態が遊漁であるか職漁であるかによって変化するものではないにもかかわらず、遊び＝些細な事柄、真剣ではない、物事を中心にはなり得ない、という潜在意識にとらわれ、バス釣りに潜在する危険性を見抜けなかった。そのことが、対応が後手に回り、ブラックバスの全国への蔓延および問題の深刻化、複雑化を招いた大きな原因の一つではないかと考えられる。

4. ブラックバスを巡る争点

バス釣りが時代とともに大きくその性格を変化させ

たように、ブラックバスやバス釣りに対する意識も時代とともに大きく変化した (Fig. 7)。移入当初、オオクチバスは肉食性であるがゆえに、ワカサギなど水産有用種への食害が懸念された。「在来の魚を食い尽くす」というイメージは直感しやすく、湖のギャングとして紙上で取り上げられることも多かった。しかし、1970年代から1980年代までに実施された食性調査では、有用魚種への食害を立証するには至らなかった (畑, 武田, 1941; 西原, 1972; 西原, 村山, 1972a, 1972b; 安藤ほか, 1982; 安藤, 1983など)。オオクチバスが生息域を急速に拡大していった時期は、乱開発のあおりを受けて全国の湖沼河川が環境が悪化していった時期と符合する。たとえ水産有用魚種の漁獲量が減少したとしても、その原因をブラックバスによる捕食だけでは説明することができなかったのである。

すっかりバス釣りが定着した1980年代には、コイ・フナを狙う釣り人とバサーの間で、トラブルが頻発するようになった。第2次バス釣りブームの最中に初めてルアーを手にしたようなバサーは、従来の慣習とは無縁であったため、これまで他の釣りに慣れ親しんできた人々と協調できなかったのかもしれない。

バサーの引き起こすトラブルは、回収されずに放置されるルアーや釣り針、漁具・漁船への破損被害、釣り場周辺におけるゴミの遺棄や迷惑駐車など、漁業者のみならず地域住民をも巻き込んで拡大していった。

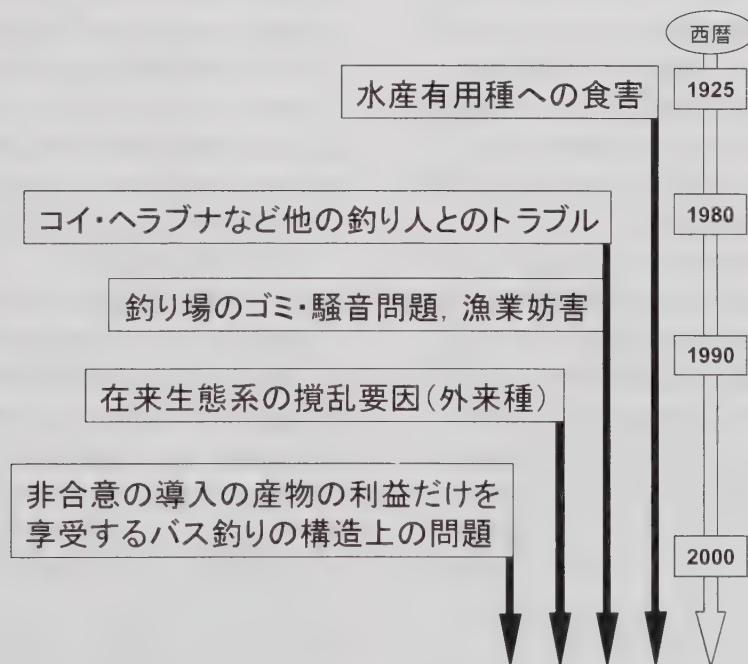


Fig. 7. ブラックバスに対する問題意識の時代的変遷
Temporal changes in recognition about black bass problem

こうした流れの中で、「問題視されているのは、オオクチバス自体ではなく、バサーのマナーやモラルである」という認識がバサーのみならずバス釣り業界に芽生えた。この認識は「バサーのマナーが向上すればバス問題は解決される」という曲解を産み、バサーのマナー向上のための啓蒙活動が現在も続けられている。しかし、その後もバサーによる迷惑被害は収束する気配を見せることなく、第3次バス釣りブームの際には深刻の度合いを深めた（読売新聞, 1998, 1999）。バサーの立ち入りを禁止するために、いくつかの溜池ではタモロコ等を放流・養殖し、池全体を養魚区画とみなして第3者の遊漁を禁止する第2種区画漁業権を設けるといった対抗措置も現れた（朝日新聞, 1998）。バサーのマナー向上自体は歓迎されるべきものであり、問題の一部は解決しうるが、それが全てではないことは言うまでもない。

1989年から1992年にかけて行われた水産庁による外来魚対策検討事業の結果を受けて、外来魚の移植放流を規制する調整規則の改正に向けた指導が行われた。これを機に、ブラックバス自身に内在する問題性が、再び注目を集めるようになった。また、生物多様性条約が1992年に採択され、日本も1993年に批准するなど、世界的な広がりを見せる生物多様性保全の機運により、ブラックバスへの風当たりは、より一層の厳しさを増した。漁業被害を与える害魚という従来のレッテルだけでは済まされなくなり、生物多様性を脅かす攪乱要因という側面が追加された。さらに1990年代後半になると、秋月（1999）や中井（1999）らによって、合意形成に関わる新たな視点から問題提起がなされた。水域管理者や地域住民と非合意の導入による釣り場形成なしには成立・発展しえないバス釣り業界やバサーが、導入経緯の如何を問わずブラックバスを利用する権利を主張することの是非が問われるようになったのである。

現在のバス問題は、もはや「有用生物を損なう恐れのある害魚か、あるいは価値の高い釣魚で益魚か」という二者択一の視点だけで語ることはできない。ブラックバスを巡る論争で顕在化した問題点の多くは、現代人の生活や、現代人と自然との関わり合い方に深く根ざしている。そこでは、経済活動かレクリエーションかといった生活との関わり方の違いも、あまり大きな意味を持たない。今やバス問題は、「人類は欲求を満たすために、どこまで自然環境を改変し利用することが許容されるのか？」という高度で複雑な問いかけに発展している。われわれ人類が、この先もずっと自然の恩恵を享受し続けることを可能たらしめるには、健全な自然環境の維持や生物多様性の保全は不可欠である。

バス問題をはじめとする外来魚問題の解決は、持続的な人間社会の発展の可否をうらなう試金石といえる。

謝 辞

長野県水産試験場河野成美氏ならびに福島県内水面水産試験場廣瀬 充氏には、貴重な情報の提供ならびに助言を頂いた。ここに記して感謝の意を表する。

参考文献

- 赤星鉄馬, 1996: ブラックバス. イーハートヴ出版, 東京, 189pp.
- 秋月岩魚, 1999: ブラックバスがメダカを食う. 宝島社, 東京, 222pp.
- 安藤 隆, 1983: 相模川におけるオオクチバスの生態（その食性を中心として）. 神奈川増殖試報, **19**, 31-36.
- 安藤 隆, 佐藤 茂, 小林良雄, 作中 宏, 山本正一, 小山忠幸, 1982: 温水性魚食魚の資源生態学的研究（芦ノ湖におけるブラックバス, マス類の資源生態学的研究-II）. 神奈川増殖試報, **18**, 107-122.
- 朝日新聞, 1998: 兵庫県, 河西市一釣り人のマナーの悪さに耐えかねて, 住民が溜池に漁業権を設けて, 釣り人を排除. 朝日新聞（1998年10月14日）.
- 朝日新聞, 2000: ブラックバス密放流の疑いで男性を書類送検. 朝日新聞（2000年11月16日）.
- Azuma M. and Motomura Y., 1998: Feeding habits of largemouth bass in a non-native environment: the case of a small lake with bluegill in Japan. *Env. Biol. Fish.*, **52**, 379-389.
- Beeman H. W., 1924: Habits and propagation of the small-mouthed black bass. *Trans. Am. Fish. Soc.*, **54**, 92-107.
- Coble D. W., 1975: Smallmouth bass, in "Black bass biology and management" (eds. by Clepper H.), Sports Fishing Institute, Washington D. C., USA, pp. 21-33.
- Cochran P. A. and Adelman I. R., 1982: Seasonal aspects of daily ration and diet of largemouth bass, *Micropterus salmoides*, with an evaluation of gastric evacuation rates. *Env. Biol. Fish.*, **7**, 265-275.
- Douglas N. H., 1974: Largemouth bass, in "Freshwater fishes of Louisiana", Claitor's Publishing Division, Louisiana, USA, pp. 318-319.
- Fuller P. L., Nico L. G., and Williams J. D., 1999:

- Centrarchidae - sunfishes, in "Nonindigenous fishes - introduced into inland waters of the United States", American Fisheries Society, Maryland, USA, pp. 353-376.
- 原 真, 2001: 「表層深層」 論争招くブラックバス「すみ分け」か全面駆除か止まない密放流. 共同通信 (2001年3月22日).
- 畑 久三, 武田一雄, 1941: 芦ノ湖産Black Bassに就いて. 水産学雑誌, **48**, 65-71.
- 北海道新聞, 2001: 大沼国定公園 オオクチバスも確認 「ほかの魚類に打撃も」. 北海道新聞夕刊 (2001年7月26日).
- 細谷和海, 2001: 日本産淡水魚の保護と外来魚. 水環境学会誌, **24**, 273-278.
- Jackson D. A., 2002: Ecological effects of *Micropterus* introductions: the dark side of black bass, in "Black bass ecology, conservation, and management" (ed. by Philipp D. P. and Ridgway M. S.), American Fisheries Society, Maryland, USA., pp. 221-232.
- 金子陽春・若林 務, 1998: ブラックバス移植史. つり人社, 東京, 254pp.
- Keup L. and Bayless J., 1964: Fish distribution at varying salinities in Neuse River Basin, North Carolina. *Chesapeake Science*, **5**, 119-123.
- 桐生 透, 1992: 第2節オオクチバス (2) 分布と生息水域, 「ブラックバスとブルーギルのすべて」 (全国内水面漁業協同組合連合会編), 全国内水面漁業協同組合連合会, 東京, pp. 20-27.
- Lambou V. W., 1961: Utilization of macrocrustaceans for food by freshwater fishes in Louisiana and its effects on the determination of predator-prey relations. *Prog. Fish-Cult.*, **23**, 18-25.
- Lamkin J. B., 1900: The spawning habits of the large-mouth black bass in the south. *Trans. Am. Fish. Soc.*, **29**, 129-138.
- Lewis W. M., Heidinger R. C., Kirk W., Chapman W., and Johnson D., 1974: Food intake of the largemouth bass. *Trans. Am. Fish. Soc.*, **103**, 277-280.
- MacRae P. S. D. and Jackson D. A., 2001: The influence of smallmouth bass (*Micropterus dolomieu*) predation and habitat complexity on the structure of littoral zone fish assemblages. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **58**, 342-351.
- 前畑政善, 1993: 琵琶湖文化館周辺水域 (南湖) における魚類の動向. 琵琶湖文化館研究紀要, **11**, 43-49.
- 前畑政善, 桑原雅之, 松田征也, 秋山広光, 1987: 琵琶湖 (南湖) におけるオオクチバス *Micropterus salmoides* (Lacepède) の食性. 滋賀県立琵琶湖文化館研究紀要, **5**, 1-14.
- Maezono Y. and Miyashita T., 2003: Community-level impacts induced by introduced large-mouth bass and bluegill in farm ponds in Japan., *Biological Conservation*, **109**, 111-121.
- McCormic E. M., 1940: A study of the food of some Reelfoot Lake fishes. *J. Tennessee Acad. Sci.*, **4**, 64-75.
- メディアリサーチセンター, 1979~2003: 雑誌新聞総かたろぐ1979~2003年度版, メディアリサーチセンター株式会社, 東京.
- Minckley W. L., 1982: Trophic interrelations among introduced fishes in the lower Colorado River, Southeastern United States. *California Fish and Game*, **68**, 78-89.
- 望月賢二, 1984: コクチバス, 「日本産魚類大図鑑」 (益田 一・尼岡邦夫・荒賀忠一・上野輝彌・吉野哲夫編), 東海大学出版会, 東京, 138pp.
- 村上興正・鷺谷いづみ, 2002: 日本の侵略的外来種ワースト100. 「外来種ハンドブック」 (日本生態学会編), 地人書館, 東京, pp.362-363.
- 長野県水産試験場, 2002: ブラックバス問題を考える ~ブラックバス等の湖沼河川への影響調査書~, 37pp.
- 長辻象平, 2003: 江戸時代の釣りー水辺に開いた趣味文化ー. 平凡社, 東京, 256pp.
- 中井克樹, 1999: 「バス釣りブーム」がもたらす我が国の淡水生態系の危機ー何が問題で何をすべきか, 「淡水生物の保全生態学ー復元生態学に向けてー」 (森誠一編), 信山社サイテック, 東京, pp. 154-168.
- Nakai K., 1999: Recent faunal changes in Lake Biwa, with particular reference to the bass fishing boom in Japan, in "Ancient Lakes" (ed. by Kawanabe H., Coulter G. W., and Roosevelt A. C.), Kenobi Productions, Ghent, Belgium, pp.227-241.
- 西原隆道, 1972: 芦ノ湖におけるブラックバスの形態的研究と食性の傾向についてーI. 神奈川淡水試験, **9**, 61-78.
- 西原隆道, 村山隆夫, 1972a: 津久井湖 (相模湖含む) におけるオオクチバスの移植時期の推定と食性に

- について. 神奈川淡水試報, **9**, 94-100.
- 西原隆道, 村山隆夫, 1972b: 芦ノ湖における最近のブラックバス (オオクチバス) について-II. 神奈川淡水試報, **10**, 74-83.
- 大浜秀規, 2002: ブラックバスと内水面漁場管理-山梨県を例にして, 「川と湖沼の侵略者ブラックバス-その生物学と生態系への影響」(日本魚類学会自然保護委員会編), 恒星社厚生閣, 東京, pp.87-98.
- 瀬能 宏, 2002: 日本に移入されたオオクチバス属魚類の分類, 「川と湖沼の侵略者ブラックバス-その生物学と生態系への影響」(日本魚類学会自然保護委員会編), 恒星社厚生閣, 東京, pp. 11-30.
- 新谷一大, 渡邊精一, 1990: 茨城県牛久沼におけるオオクチバスの食性. 水産増殖, **38**, 245-252.
- 佐藤修史, 2000: ブラックバス撲滅か擁護か, AERA 12月11日号, pp.79-81.
- 高橋清孝, 小野寺毅, 熊谷明, 2001: 伊豆沼・内沼におけるオオクチバスの出現と定置網魚種組成の変化. 宮城水試研報, **1**, 111-117.
- 山本雅道, 河端政一, 1988: 木崎湖のオオクチバスの生態, 「環境科学」特別研究「閉鎖性水域の浄化容量」研究報告書, 文部省, pp.149-157.
- 淀 太我・井口恵一朗, 2003a: 長野県青木湖と野尻湖におけるコクチバスの食性. 魚類学雑誌, **50**, 47-54.
- 淀 太我・井口恵一朗, 2003b: 外来種コクチバスの河川内繁殖の確認. 水産増殖, **51**, 31-34.
- 淀 太我・木村清志, 1998: 三重県青蓮寺湖と滋賀県西の湖におけるオオクチバスの食性. 日水誌, **64**, 26-38.
- 淀 太我・内田和男・井口恵一朗, 2000: コクチバス仔稚魚の外形態形成. 2000年度魚類学会年会講演要旨: 66pp.
- 淀 太我, 山下剛司, 佐土哲也, 武村 泉, 木村清志, 2001: 三重県志摩地方の河川魚類相. 魚類学雑誌, **48**, 27-40.
- 横川浩治, 1990: 外来魚対策検討事業. 平成元年度香川県水産試験場事業報告, pp. 101-106.
- 読売新聞, 1998: 琵琶湖(滋賀県, 西浅井町)-釣り人の違法駐車, ゴミの投棄, 漁師とのトラブル. 読売新聞大阪版夕刊 (1998年11月14日).
- 読売新聞, 1999: 印旛沼(千葉県), バス釣りで漁業被害, バスボートのスクリーンで網を切断, 網にルアーが引っかかる. 網を切らないと外せず大きな損害. 読売新聞 (1999年1月19日).
- 吉沢和俱, 堀 賢平, 茂木 実, 1979b: 温水性魚食魚(オオクチバス)の資源生態学的研究-IIオオクチバス *Micropterus salmoides* (Lacepede)の県内生息湖沼の聞き取り調査. 群馬水験報, **28**, 65-70.
- 吉沢和俱, 堀 賢平, 茂木 実, 高柳芳夫, 小林 茂, 手島千里, 信沢邦宏, 佐藤敦彦, 1979a: 温水性魚食魚(オオクチバス)の資源生態学的研究-I 大塩貯水池, 神流湖におけるオオクチバス (*Micropterus salmoides* (Lacepède)) の食性を中心とした生態について (第I報). 群馬水試報, **28**, 41-64.
- 吉沢和俱, 高橋計介, 佐藤敦彦, 小西浩司, 1992: 大塩貯水池, 近藤沼におけるオオクチバスの生態と県内生息湖沼の経時変化. 群馬農業研究 (E 水産), **8**, 31-45.
- 全国内水面漁業協同組合連合会, 2000: ブラックバス等の生息分布, 影響等平成11年度調査. 広報ないすいめん, **20**, 15-17.
- 全国内水面漁業協同組合連合会, 2001: ブラックバス等の生息分布, 影響等平成13年度調査. 広報ないすいめん, **27**, 12-14.
- 全国内水面漁業協同組合連合会, 2002: 外来魚駆除事例集, 161 pp.
- Zimmerman M. P., 1999: Food habits of smallmouth bass, walleyes, and northern pikeminnow in the Lower Columbia River basin during outmigration of juvenile anadromous salmonids. *Trans. Am. Fish. Soc.*, **128**, 1036-1054.
- Zweiacker P. L. and Summerfelt R. C., 1974: Seasonal variation in food and diel periodicity in feeding of northern largemouth bass, *Micropterus salmoides* (Lacepède), in an Oklahoma reservoir. *Proc. Southeast. Assoc. Game and Fish Comm.*, **27**, 579-591

音響資源調査によるスケトウダラ (*Theragra chalcogramma*) 太平洋系群の若齢魚の年級豊度推定^{*1}

本田 聡^{*2}

Abundance estimation of the young cohorts of the Japanese Pacific population of walleye pollock (*Theragra chalcogramma*) by acoustic surveys^{*1}

Satoshi HONDA^{*2}

Abstract The Japanese Pacific population of walleye pollock (*Theragra chalcogramma*), which is distributed widely along the Pacific coast of Hokkaido and Tohoku, is one of the most important fishery resources in Japan. One of the features of this population in recent years is the occasional occurrence of dominant year classes. Once a strong year class occurs, this cohort accounts for the greater part of the age composition in this population and subsequently sustains good catches for several years. Recognizing the sign of the occurrence of a strong year class as soon as possible before its recruitment is an effective measure to assess the consequent quantitative situation of this population in the years ahead. Quantitative echo sounder has been well developed as one of the oceanographic observation equipments during last few decades; it is widely used for direct stock estimations of marine organisms at present. In this study, hydroacoustic surveys were applied for the quantitative evaluation of young cohorts of the Japanese Pacific population of walleye pollock, which had not evaluated by the orthodox method of stock analysis because of their pre-recruitment size.

Optimum conditions and the seasons to accomplish the acoustic survey are presented from the viewpoint of the features of the survey equipment and other conditions to conduct the surveys. The attenuation of acoustic energy due to the effects of sailing was measured on the R/V Kaiyo-maru No. 3, which was used for the acoustic survey cruises. The attenuation by sailing appeared with the increase of the ship speed. In particular, the attenuation was apparent under the head sea condition of sailing; maximum attenuation was attained 1.3dB at 38kHz, 0.7dB at 120kHz. Furthermore, the attenuation by sailing occurred at slower sailing speeds than that at which the apparent attenuation was recognized on the echogram. This means that the attenuation by sailing exerted an influence upon the acoustic data without the operator being aware of it. On the planning of the acoustic survey by the R/V Kaiyo-maru No. 3, setting the sailing direction in a following sea will prevent the underestimation of the acoustic biomass index caused by the attenuation by sailing. Considering the weather conditions, various kinds of fisheries activities that would obstruct the grid surveys or trawl towing, and the overall schedule of the stock assessment of this population, early summer (June till July) was proposed as the optimal

2004年5月24日受理 (Received on May 24, 2004)

^{*1} 北海道大学審査学位論文 (投稿するに際し投稿規定に添って一部修正した)

^{*2} 北海道区水産研究所 〒085-0802 北海道釧路市桂恋116 (Hokkaido National Fisheries Research Institute 116 Katsurakoi, Kushiro, Hokkaido, 085-0802, Japan)

season for the acoustic survey aimed at juvenile pollock in the Pacific coast of Hokkaido.

Distribution, ecology and the estimation of the standing stock at age of walleye pollock was described by the combined acoustic and trawl surveys conducted on the continental shelf and slope area in the Pacific side of Hokkaido from Jun. 1996 to Jan. 2002. The shoals of the young cohort of walleye pollock often occurred on the continental shelf area of the offshore southeastern Hokkaido. Apparent diel vertical migration of pollock appeared in every season and whole age groups. The range of the vertical migration varied with age/size and season. Since the echo sounder has acoustical invisible zones both in the surface and the off bottom area, diel or seasonal variation of the swimming layer would cause the fluctuation of the stock estimation. Seasonal variation of the abundance estimation was wider than the diurnal variation; estimated standing stock in early summer was always larger than the results based on the data taken in winter. Emigration of the fish shoals from the survey area, underestimation caused by the bottom acoustic deadzone, increasing of the acoustic attenuation by sailing under rough weather, were assumed as the potential causes for the decrease of estimated abundance in winter. For young cohorts of pollock in early summer, acoustically estimated abundances based on the daytime survey were always larger than those based on nighttime survey. Surfacing of fish shoals toward the undetectable surface layer by echosounder in nighttime was considered as the main cause of the more conservative abundance estimation.

Correspondence of the structure of walleye pollock shoals to the habitat conditions was investigated. In the present procedure of the allocation of acoustic energy from the pollock shoals to each age group, both age composition and the average sizes at age of each pollock shoal, taken from the trawl operations, are indispensable parameters. If we estimate both parameters of pollock shoal structure using the information of their habitat location instead of the numbers of trawl tows, we could reduce the effort for conducting trawl operation. The same as other demersal fishes, an age-dependent bathymetric pattern was observed; age composition biased younger in shallower coastal area, then gradually become older with the depth increasing. Furthermore, average sizes at same cohort also tended to be larger in proportion to the increasing depth. Using these relationships as regression functions, the age/size structures of walleye pollock shoals were estimated from their distribution depth and the area was then compared to the real structures of pollock shoals taken by trawl tows. Although the average size at age in the pollock shoal was well reproduced and matched with the real data, the age-composition ratio could not be reproduced from the regression function of the depth. Particularly, since the age-1 cohort appeared patchily on the shallower half of the continental shelf, a simple regression function explained by the depth and area could not well describe their elusive distribution pattern. This negative result consequently confirmed the need of direct biological sampling with the acoustic survey simultaneously for interpretation of the acoustically detected fish shoals.

Geostatistics was applied to evaluate the precision of the abundance estimation and the optimal transect interval for the acoustic surveys. By applying geostatistics, standard error of mean (SEM) of the estimator was extensively reduced. This was caused by the existence of the autocorrelation among the data taken from the neighboring transects. If applying the orthodox statistics into the systematic parallel transects survey design, it neglects the autocorrelation among the neighboring data and regards them as mutually independent. Therefore, applying orthodox statistics into the systematic parallel transects

survey design overestimated the variance of the abundance consequently. Although the point estimator itself was not varied regardless of the statistical method, applying geostatistics could show the correct level of variance of the estimator. Results of the simulation of varying the transect interval showed that narrowing the intertransect distance would improve the precision of the abundance estimation of young cohorts of pollock. However, narrowing the transect interval increased the total survey distance and therefore the necessary time to run. Considering the expansion of the survey area and the allowable shiptime, the present transect distance of 8 nautical miles was regarded as practical to accomplish the whole survey with an acceptable level of precision.

In the case of young cohorts of pollock such as age-1 to -3, significant positive regression line was fitted on the correspondence between the acoustically estimated standing stock at age off southeastern Hokkaido (the Doto area) and the total abundance at correspondent cohort derived by VPA analysis a few years later. These results meant that the acoustically estimated standing stock of young cohorts of walleye pollock in the Doto area well reflected the total magnitude of these cohorts in the whole distribution, despite the Doto area is just a part of the whole distributional area of this population. By applying these regression functions, the total abundance of the young cohorts those have not been recruited or have just recruited recently can be forecast immediately. That is, the acoustic survey for young cohorts of pollock well complement the weak point of VPA on the process of the fish stock evaluation.

Key Words: walleye pollock, *Theragra chalcogramma*, Japanese Pacific population, acoustic survey, abundance estimation

目 次	
緒 言	第 4 章 音響資源調査における空間統計学の適用
第 1 章 音響資源調査法の原理と現存量推定誤差	4.1 1-D Transitive 法による年齢別現存量の標準誤差の推定
1.1 音響資源調査法の原理と現存量推定における誤差要因	4.2 1-D Transitive 法による調査定線間隔の最適設定
1.2 機器類および調査船の特性に起因する誤差要因	第 5 章 音響資源調査によって得られた現存量推定値の妥当性の検討
1.2.1 計量魚探機の較正および特性の把握	第 6 章 総合考察
1.2.2 調査船から発生する雑音の影響	6.1 音響資源調査の最適設計のために考慮すべき要因
1.2.3 航走減衰および気泡減衰	6.2 スケトウダラ若齢魚群の分布生態および現存量推定結果についての考察
1.3 調査時期および海域に起因する誤差要因	6.3 音響資源調査によるスケトウダラ現存量推定の今後の展開と課題
1.3.1 気象・海象	要 約
1.3.2 定線航走および漁獲試験が容易な時期の選定	謝 辞
1.3.3 ABC算定のための時間的制約	文 献
1.4 考察	
第 2 章 北海道太平洋沿岸におけるスケトウダラの分布特性と年齢別現存量推定	
第 3 章 魚群の分布位置情報に基づく年齢組成・年齢別体長組成の推定および魚群反応の年齢分解	

緒 言

スケトウダラ (*Theragra chalcogramma*) は、北海道周辺における漁獲対象資源として最も重要な魚種の一つである。北海道周辺海域に分布するスケトウダラは、その分布海域から、北部日本海系、北見沖合系、根室海峡系、太平洋系の4つの系群に分類される(辻, 1979)。1980年代以前は、各系群ともそれぞれ数十万トンに上る高い漁獲量をあげていたが、1980年代後半以降、北部日本海系、北見沖合系、根室海峡系の3系群については漁獲量が激減し、現在は北部日本海系が5万トン前後、北見沖合系および根室海峡系は1万トン前後と極めて低い水準で推移している(八吹, 2001a, 2001b, 2001c)。一方、太平洋系群における漁獲量の推移は、1970年代から現在まで緩やかな上下動を繰り返しながらも15~30万トンの水準を維持している(八吹, 本田, 2001)。

太平洋系群は、北は択捉島沖から北海道東部太平洋(以下道東海域と表記)、日高湾の沿岸、東北太平洋岸

を経て、銚子の沖に至る広範な分布域を持つ(Fig. 1, 八吹, 本田, 2001)。分布域内には複数の産卵場の存在が示唆されているが、近年においては北方四島周辺、道東海域および仙台湾の産卵場はいずれも小規模で年変動も大きく、資源への貢献はそれほど大きくないものと考えられている(小林, 1985; 濱津, 八吹, 1995; 服部ら, 2001)。一方、毎冬噴火湾湾口部に形成される産卵場は、系群内で最も規模が大きく、かつ毎年安定して形成され、太平洋系群における新規加入群の主たる供給源と考えられている(Nishimura *et al.*, 2002)。

孵化後数ヵ月を経過し、着底生活に移行したスケトウダラ幼魚が分布する海域としては、以前より0歳魚が漁獲される東北太平洋岸が知られていた(小林, 1985)。1980年代以降、複数の調査船調査により、夏から秋にかけての道東海域の浅海域にスケトウダラ幼魚が大量に分布していることが明らかとなった(Miyake *et al.*, 1996; 志田ら, 1999; Nishimura *et al.*, 2002)。このスケトウダラ幼魚の耳石日周輪を解析した結果、これら道東海域に分布する幼魚の大半は、噴火湾湾口

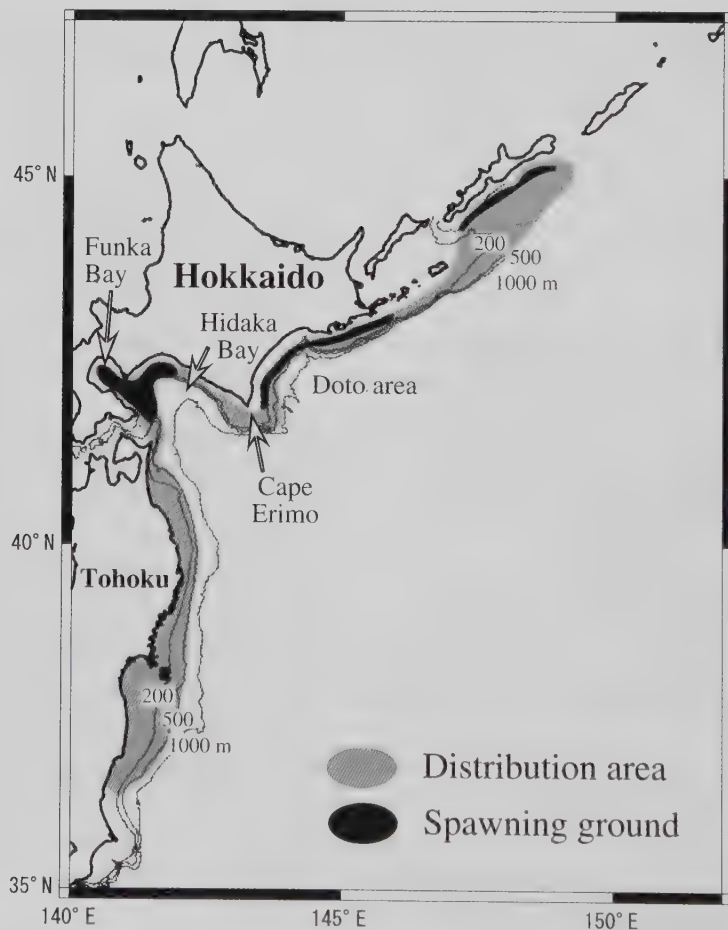


Fig. 1. Schematic figure of the distribution and spawning grounds of the Japanese Pacific stock of walleye pollock. Reproduced from Yabuki and Honda (2001) with minor revision

部産卵場で産まれた個体である可能性が示唆されている (志田, 西村, 2002; Nishimura *et al.*, 2002)。

道東海域へ到達したスケトウダラ幼魚は、成熟までの数年間を道東陸棚域で過ごす。この際に、未成魚は道東海域における沖合底びき網漁業 (沖底) の主要漁獲対象として利用されている (小林, 1985; 八吹, 2000)。

スケトウダラ太平洋系群では、満 4 歳の冬に大半の個体が成熟し、産卵に参加する (八吹, 本田, 2001)。標識再捕調査の結果、次の冬に成熟に達する個体は、秋以降に道東海域から噴火湾湾口部産卵場に移動することが示された (吉田, 1987)。これらの産卵親魚は噴火湾周辺の沿岸刺し網漁業によって利用される。さらに、冬季に噴火湾湾口部で産卵した成魚が、夏季には再び道東海域へ戻る (吉田, 1987)。未成魚期を道東海域で過ごしていたスケトウダラが、産卵のためにわざわざ道東海域から噴火湾湾口部まで移動し、産卵後に再び道東海域へ戻って摂餌するという回遊パターンは、スケトウダラ太平洋系群にとって、産卵場としての噴火湾湾口部の、また成育場・摂餌場としての道東海域の重要性をそれぞれ示しているといえる。

近年のスケトウダラ太平洋系群の特徴として、数年

間隔での卓越年級の発生が挙げられる。卓越年級とは、加入までに生き残った個体数が他の年に比べて特別に多い年の年級を指す。Fig. 2 に、1981年以降のスケトウダラ太平洋系群における年齢別資源尾数および年齢別資源重量の推移を示した (八吹, 本田, 2001)。最近では、1995年に例年の 2~6 倍に相当する約 60 億尾におよぶ 0 歳魚が生残して卓越年級を形成した。この 1995 年級は、高い年級豊度を保ちつつ漁獲対象資源に加入し、その後数年にわたりスケトウダラ太平洋系群の好漁を一手に支える役目を果たした。もし仮に、1995 年級が卓越年級ではなく例年と同程度の加入量に留まっていたならば、1990 年代後半以降の太平洋系群は、他の 3 系群と同様に低い資源水準で低迷していたかもしれない。このように、スケトウダラ太平洋系群の場合、新規加入群量が卓越年級であるか否かは、その後の資源動向に大きな影響を与える非常に重要な要素である。

1996 年の国連海洋法条約批准に伴い、日本においても TAC (Total Allowable Catch) 制度が導入され、北海道周辺に分布するスケトウダラ 4 系群もすべて対象魚種となった。TAC 制度下では、持続可能な資源の

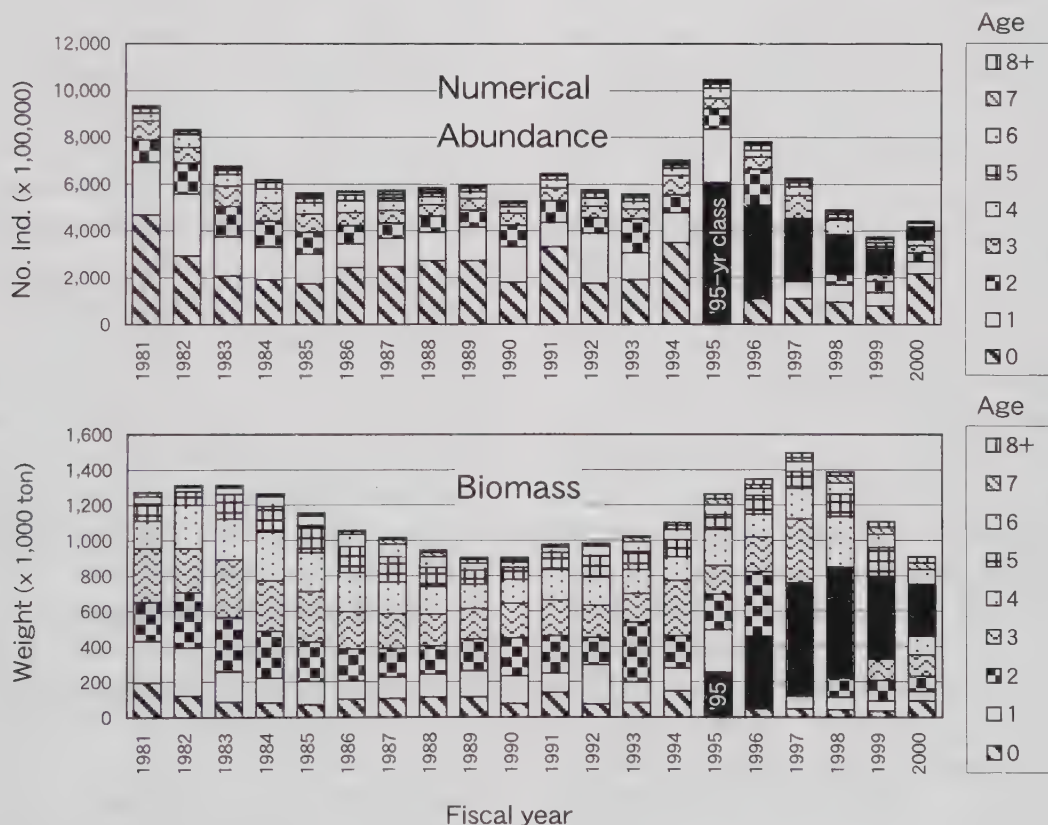


Fig. 2. Age composition of the Japanese Pacific stock of walleye pollock in the past 20 years; upper: numerical abundance, lower: biomass. Reproduced from Yabuki and Honda (2001) with minor revision. The cohort in black shading indicates the latest dominant year class hatched in 1995

管理を目的として、魚種ごとに年間の漁獲可能量の上限を定める形で漁獲量規制を行う。その設定にあたって重要な参考値となるのが生物学的許容漁獲量 (Allowable Biological Catch, ABC) である。ABC は、再生産に必要な親魚を残しつつMSYを達成する漁獲量として求められる (水産庁, 2001)。ABCの算出には将来の資源量の予測が必要であり、そのためには漁獲対象資源の年齢組成や再生産関係、成長、生残、成熟率、成熟サイズなど、対象生物における多くの生物学的パラメタが要求される。そして、各重要水産資源についてこれらのパラメタを推定し、それらに基づいて適切なABCを算出することが、水産研究所の主要な業務の一つとなった。

現在、水産研究所においてスケトウダラの資源解析に用いられている方法は、Virtual Population Analysis (VPA) である。VPAでは年齢別漁獲尾数を用い、漁獲による獲り減らし量と自然死亡量を見積もりながら芋づる式に年級を過去に向かって遡りつつ、漁獲死亡係数 F と年齢別資源尾数の双方を推定する (Pope, 1972)。この方法の利点は、漁獲努力量を用いずに計算が可能な点である。年齢別漁獲尾数さえ入手できれば、漁船や漁具の能力、あるいは漁獲量の変化などを考慮することなく資源計算を行うことができる。また、遡る年数が多くなるほど、推定の精度は向上する。しかし、このことは逆算段階が少ない近年の推定値においては、推定精度が低くならざるを得ないことを意味する。

VPAを過去に向かって遡り、過去の年齢別資源尾数を計算した後、漁獲死亡係数 F を仮定した上で未来に向けて計算を進めていく (前進コホート) と、将来の年齢別資源尾数を計算することができる。この際、新規加入群量についてはVPAから求めることができないので、将来の親魚資源量をVPAを用いて推定し、その値を再生産関係に代入することによって新規加入群量を推定する (八吹, 本田, 2001)。しかし、スケトウダラ太平洋系群の場合、この方法による将来の資源豊度の予測には問題がある。

産卵親魚量と新規の加入尾数の間に一定の関係が当てはまるような魚種については、現在の親魚資源量から将来加入する年級の豊度を予測することが可能である。しかし、スケトウダラ太平洋系群の場合には、再生産関係に一定のモデルをあてはめることは難しく (八吹, 本田, 2001)、親魚資源量から新規加入群量を精度良く推定することができない。そのため、発生後の年級豊度をできる限り早い段階で把握し、それが漁獲対象資源に加入する前に資源評価に反映させることが求められる。最も早く資源を利用する東北海域の沖

合底びき網漁業 (沖底) では、0歳から3歳程度の未成魚までを対象とした操業を行っている。しかし、東北海域の沖底による0歳魚の漁獲量の動向と、翌年以降に東北・北海道太平洋海域において漁獲される未成魚、成魚の年級豊度との間には強い相関はなく、この漁獲動向を将来の加入量の指標として用いることは困難である (八吹, 本田, 2001)。一方、道東海域における沖底からは、2歳魚以上の未成魚および成魚の漁獲物データが得られるものの、このときには既に新規加入群として主たる漁獲対象資源に加入した後の情報を収集することになる。漁獲データが2歳魚の段階で得られたとしても、その漁獲量が統計として集計されるのは翌年度である。さらに、そのデータを用いて予測するABCがその一年後の値であることを考慮すると、魚が漁獲されてから予測に用いるまでの間に2年のタイムラグが発生する。VPAの特性上、遡る年数が少ないと精度の悪い推定値しか得られないことから、高精度の予測値を得るためには、2, 3年間データの蓄積を待つ必要がある。これでは、VPAで精度の良い年級豊度が分かった時には、既にその年級は主たる漁獲対象年齢として利用され、あるいはそのピークを過ぎてしまっており、加入前に年級豊度を予測するという目的とはかけ離れてしまう。このように、漁獲データを用いて資源評価を行う限りにおいては、スケトウダラ太平洋系群の新規加入群量を加入前の段階で予測し、ABCに反映させることは困難である。これは、新規加入群の年級豊度によってその後の資源動向が大きく左右されるスケトウダラ太平洋系群にとっては非常に大きな問題である。

そこで、本研究ではVPAによる資源豊度推定では把握が困難な新規加入群量を推定する手法として、短時間で広い面積を調査することが可能な音響資源調査の導入を検討した。音響資源調査によって、漁獲対象資源に加入する以前の、あるいは加入直後の若齢魚における年級豊度を把握することができれば、VPAでは十分な検討が困難であった、加入直後あるいは加入前の若齢魚における年級豊度の指標を得ることが可能となり、翌年以降の資源評価に適用できる。

本論文では、計量魚群探知機 (以下、計量魚探機と表記) を用いた北海道太平洋側海域におけるスケトウダラ若齢魚の年齢別現存量評価手法の確立を目標として、以下の研究を行った。

まず第1章において、音響資源調査の原理と、現存量推定の過程における誤差の要因について整理し、実際の調査に用いる調査機器、調査船の特性及び調査の実施に必要な条件の把握を行った。調査機器および調査船の特性には、計量魚探機の経年変化の有無、船が

発する雑音の影響および航走減衰などが、また調査の実施に必要な条件としては、気象・海象、調査の障害となりうる要因、さらに調査の成果の受け渡し先であるABC算定のスケジュールなどが含まれる。

第2章では、音響資源調査の実施において必要な、北海道太平洋側海域におけるスケトウダラ若齢魚の分布生態の把握および年齢別の現存量推定を試みた。本来ならば、年齢別の分布、季節移動・回遊パターン、さらには日周鉛直移動など、音響資源調査の結果に大きく影響を与えうる生態的特徴については事前に十分な検討を行った上で、その結果に応じて適切な調査設計を行い、改めて現存量推定が行われるべきである。しかし、本研究で対象とした北海道太平洋側海域におけるスケトウダラ若齢魚、特に漁獲対象資源に加入する前の幼魚期における分布生態については、これまで十分な知見が得られていない。そこで、本研究では分布生態の把握と量的調査とを並行して実施し、その結果を相互に反映させながら調査設計の改善を図った。

第3章では、魚群反応の年齢分解法についての新たな方法の検討を行った。魚群の分布位置における水深や東西方向などの環境要因から道東海域内の特定的位置におけるスケトウダラの年齢組成および年齢別平均尾叉長を再現する方法を検討するとともに、その結果に基づいて魚群反応を各年齢に分解する方法の妥当性について考察した。

第4章では、空間分布構造を扱う統計学の一種である空間統計学 (Geostatistics) をデータの解析に適用し、現存量推定値の精度評価および調査設計、特に定線間隔の設定に関する考察を行った。

第5章では、第2章で得られたスケトウダラ若齢魚群の年齢別現存量推定値を、既存の情報と比較し、その妥当性について検討した。

最後に、第6章では、それまでの章で得られた結果をまとめ、総合的な考察を行うとともに、北海道太平洋側海域におけるスケトウダラ若齢魚群の音響学的調査方法の最適設計への提言を行った。

第1章 音響資源調査法の原理と現存量推定誤差

1.1 音響資源調査法の原理と現存量推定における誤差要因

計量魚探機による現存量推定では、水中に超音波を発し、対象物に当たって散乱して戻ってくる音の強さ (インテンシティ) を魚1個体あたりの後方散乱断面積で除算することにより、分布する魚の個体数を推定する。なお、これ以後に登場する諸係数の表記にあたっ

ては、MacLennan *et al.* (2002) に従った。まず、水中に設置した送受波器から放射された音波が、1個体の魚に当たって散乱し、その一部が再び送受波器によって捉えられた場合を想定する。この場合、そのエコー強度は後方散乱断面積 (Backscattering cross section, σ_{bs})、あるいはその常用対数を取りdB表記したターゲットストレングス (Target Strength, TS) とよばれる。探知体積内に複数の個体が分布した場合には、各々の個体によって散乱された音波が送受波器によって捉えられることになる。これを単位体積 1 m^3 あたりのエコー量として示した値が体積後方散乱係数 (Volume backscattering coefficient, s_v)、あるいは体積後方散乱強度 (Volume backscattering strength, S_v) と呼ばれ、 $s_v = \frac{\sum \sigma_{bs}}{V}$ および

$S_v = 10 \log_{10}(s_v)$ で表される。ここで、 V は散乱体積を示す。さらに、これらの値を水柱分足し合わせ、水面 1 m^2 あるいは1平方カイリあたりのエコー量に換算した値は、面積後方散乱係数 (Area backscattering coefficient, s_a or s_A) と呼ばれ、 $s_a = \int_{z_1}^{z_2} s_v dz$ あるいは

$s_A = 4\pi(1852)^2 s_a$ で示される。現行の計量魚探機において魚群量を示す指標値として出力される値は、上述の4種類の値のいずれかである。これらの値を、各魚群反応に含まれる対象生物の σ_{bs} 、あるいはTSの平均値 (本論文中ではそれぞれ $\overline{\sigma_{bs}}$ および $\overline{TS_{AVG}}$ と表記) で除算することにより、エコー量として求められた魚群反応が実際の尾数に換算される。それを調査海域全体で合算し、引き延ばすことによって現存量推定値が求められる。

上述したエコー量の指標値である s_v や S_v 、あるいは s_a 、 s_A を求める際、音波の拡散や吸収に伴う減衰を正確に補正することが求められる。前者については、計量魚探機内に内蔵されるTVG (Time Varied Gain) 回路がその役割を果たしており、これについてはユーザや調査による調整の余地はない。一方、吸収減衰の大きさは、測定環境における水温や塩分濃度および使用する周波数によって大きく異なるため (Francois and Garrison, 1982)、調査環境における平均水温および塩分を把握し、適切な補正係数を計量魚探機に入力する必要がある。ただし、一般に魚を対象とした調査で用いられる周波数38kHzでは、周波数120kHzあるいはそれ以上の高周波に比べると吸収減衰の変動幅は小さく (Francois and Garrison, 1982)、調査海域内の水温や塩分の分布幅がよほど広くない限りは、調査前に適切な値を入力すれば、それほど大きな誤差要因にはならない。

一方、データ収録時における誤差あるいは計測の障害となる要因としては、雑音および航走減衰を挙げることができる。雑音は、船の航走に伴う雑音と電気的な雑音の2種類がある。これらは、単にエコーグラムを見づらくするのみならず、対象物の散乱強度に上乘せされることによって過大推定を引き起こしたり、また探知可能水深を制限したりと、音響資源調査に悪影響を与える。また航走減衰は、船の航走時に発生する気泡が送受波器の直下を通過することにより、送受波される音波が気泡によって減衰され、現存量の過小推定を引き起こす。船によっては3~5 dBもの減衰が発生することもあり(古澤, 宮野鼻, 1983), 音響資源調査に使用する調査船については、少なくとも一度は航走減衰の計測を行い、許容される航走船速を把握したうえで調査設計を行うことが望まれる。

対象生物の生態的特性に起因する推定誤差も存在する。音響資源調査では、その機器の特性上、送受波器の直下に当たる表層域および海底の直上の層については、対象生物が分布していてもそのエコーを正確に捉えることができない表層デッドゾーンおよび海底デッドゾーンと呼ばれるものが存在する(Aglen, 1994)。そのため、日周鉛直移動を行う魚種を対象とした調査を行う場合には、その時間帯や季節によって魚群分布層がデッドゾーンに重なり、現存量が過小推定される危険性がある。また、音響資源調査は、対象海域に対して一定の間隔で調査定線を設定し、その上を調査船で走査することによって行われることが多いが、調査定線の間隔をどの程度に設定するかも、現存量推定値の誤差に関係する。定線間隔を広く設定すれば、調査密度の低下に応じて現存量推定値の誤差は拡大する。しかし、必要以上に細かく定線間隔を設定すると、定線航走に多大な時間をとられ、一定期間内に網羅することが可能な海域面積の減少をもたらす。できる限り短期間に広い海域を走査し、かつ現存量推定の精度を高く保つためには、対象とする魚群の分布パターンを考慮した、適切な調査密度の設定が求められる。

得られたエコー量を実際の尾数に換算する際のスケールファクターとなるスケトウダラの σ_{bs} あるいはTSについては、現在は年齢別に平均尾叉長を計算し、その値をFoote and Traynor (1988) が求めた尾叉長とTSの関係式に代入して求めている。しかし、この関係式が北海道太平洋側海域に分布するいずれの場所、季節、時間帯あるいは体サイズのスケトウダラにおいても共通して有効なものかどうかについては、必ずしも現時点では明らかでない。仮に、TSそのものに変動や誤差が生じた場合には、現存量推定値にも大きな影響を及ぼすことが予想される。

さらには、現状では計量魚探機で得られる情報のみを用いて魚群反応の魚種やサイズ組成を正確に把握することは困難であり、対象魚種以外の魚種が同所的に分布した場合には、魚種の誤認による現存量推定誤差の発生も考えられる。

このように、音響資源調査における現存量推定の誤差要因には様々な要因が考えられるが、以下の節では、このうち測器類および調査船の性能あるいは特性に関連する誤差要因について明らかにする。なお、スケトウダラの生態学的特徴に起因する誤差要因については第2章で、また定線配置と推定誤差の関係については第4章にて扱う。

1.2 機器類および調査船の特性に起因する誤差要因

音響資源調査では、出力結果が常に魚群分布量を正確に反映していることが前提となる。したがって、使用する計量魚探機が適正に調整されていることはもちろん、調査船の持つ特性を事前に把握しておき、最適な条件下で航走できるように調査を設計、実施することが必要とされる。計量魚探機の送受信系は、標準球やハイドロフォンを用いた較正によって事前に調整する。また、自船が発する雑音の程度と船速あるいはエンジン回転数との関係を調べ(雑音測定)、さらに航走減衰の発生状況を把握した上で、雑音の少ないエンジン回転数や航走減衰の発生しない航走速度を前提として調査を設計、実施することも、調査精度の向上に大きく寄与する(Mitson, 1995)。

本調査で主に用いた日本海洋株式会社所属の第三開洋丸は、1978年建造のトロール船(473.65トン、690馬力)で、1995年5月にシムラッド社製計量魚探機EK-500が装備された。搭載されている周波数は38kHzと120kHzの二種類で、送受波器は左舷前方の船底タンクに、船底から下に約60cm突出する形で取り付けられている(Fig. 3)。また本船の航行において、船速の調整にはエンジン回転数とプロペラピッチの両方を操作する方式を採用している。本項では、本調査で用いた第三開洋丸と、同船に搭載されている計量魚探機EK500の組みあわせにおける音響調査に関連する諸条件についての測定結果から、機器・調査船の特性を明らかにするとともに、本船において音響資源調査を行う際の適切な調査法の提示を試みた。

1.2.1 計量魚探機の較正および特性の把握

計量魚探機は、CTD (conductivity-temperature-depth meter; 電気伝導度水温深度計) 等の他の海洋測器同様に、較正が必要な観測機器である。機器類は

船上で常時海塩粒子を含む高湿の空気に曝され、また送受波器は常時海中に没している。このように過酷な条件下での運用を求められることから、長年にわたる調査の間に、付着物や部品の劣化などによる性能の変化も想定される。よって、高精度の調査の実施には、適切な保守作業を含む機器の性能・状態の把握と、正確な校正作業が必要である。特に、音響資源調査では分布密度を面積で引き延ばすという特性上、計量魚探機の出力する反射強度がほんの少し真値からずれるだけで、推定現存量が大幅に変動することは十分に考えられる。したがって、計量魚探機の校正は音響資源調査において最も重要なプロセスの一つである。

本研究で扱うスケトウダラ音響データは、1996年から2001年までに実施された音響資源調査によって収集されたものである。このうち1996年度の調査では、調査毎に異なる調査船、異なる計量魚探機を用いたが、1997年12月以降は、全て第三開洋丸およびそれに搭載されている計量魚探機EK-500を用いて調査を実施した。本項では、この第三開洋丸における音響資源調査時に実施した計9回の標準球校正の結果について示す。

方 法

計量魚探機の校正は、釧路港沖、函館港沖および北海道厚内沖の水深約32~73mの地点で実施した。測定は占澤ら(1995)の方法に従って実施した。すなわち、船底の送受波器の取り付け位置を囲むように両舷側の3箇所から垂らしたテグスの先に、直径が60.0mm (38 kHz用) および23.0mm (120 kHz用) の銅製標準校正

球を吊り下げ、それを船底から海底までの距離の中間付近の深度で、かつ船底下送受波器の主ビーム内に配置するよう調節した後、校正球の音響散乱強度を測定し、理論TSとの差を補正した。測定項目は、38および120kHzのそれぞれにおけるTSゲインおよび S_v ゲインの4つである。本来アンプゲインはTSモード、 S_v モードとも同じ値を使うが、EK500ではそれぞれのモードで別々にアンプゲインを調整する(Simrad, 1993)。また、CTDにより校正現場における船底から校正球までの平均水温および塩分を測定し、それらの値から吸収減衰係数 α 、水中音速および校正球の理論TSを求めた。吸収減衰係数 α と水中音速は、Francois and Garrison (1982)の計算式を用いて算出した。また校正球のTSはEK500のマニュアルに従って求めた(Simrad, 1993)。校正球の理論TSは音速によって若干変化するが、音速を1490m/sと仮定した場合の理論TSは、それぞれ-33.6dB、-40.4dBである。それぞれの校正球の大きさは、音速の変化によるTSの変動ができる限り小さくなる径に設定してあるため、多少水温や塩分が変動し、水中音速が変化しても、実際のTSの変動は極めて小さい。

結果および考察

1997年12月から2002年1月までの約4年間にわたるアンプゲインの変化をTable 1 およびFig. 4に示した。アンプゲインの変化の幅は、38kHzではTSモードで1.2 dB、 S_v モードで2.2dB、120kHzではTSモードで3.0dB、 S_v モードで2.2dBであった。両周波数ともに、2000年1

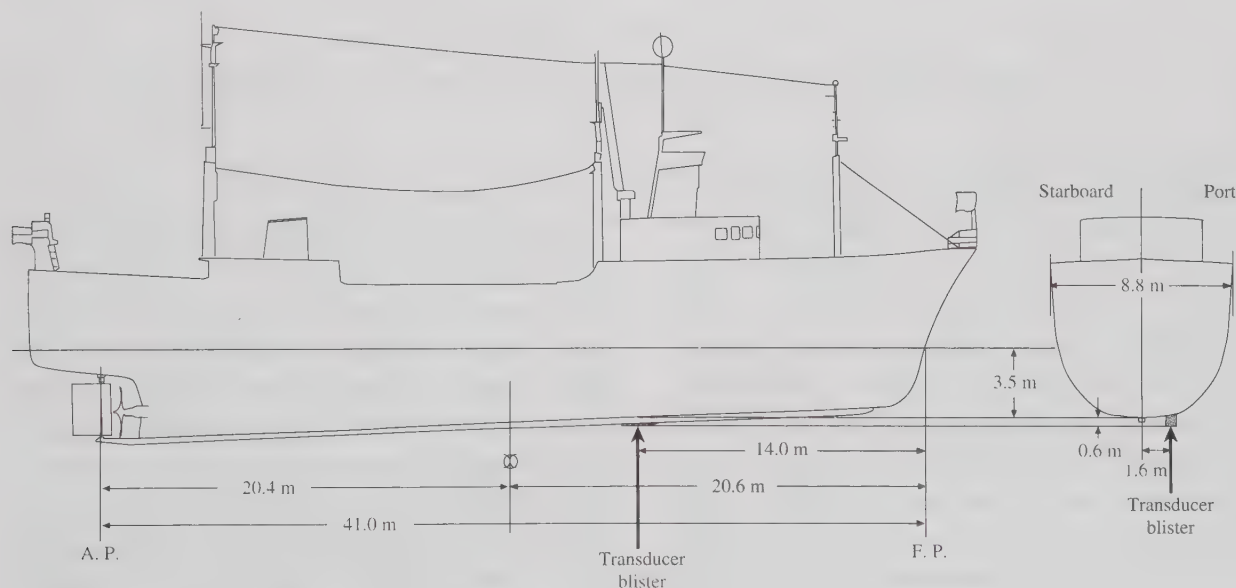


Fig. 3. Schematic side and section views of R/V Kaiyo-maru No. 3

月以降の Sv モードにおけるアンプゲインの変動が大きいこと、また2000年6月以降120kHzのTSモードにおけるアンプゲインが一貫して低下傾向にあることが明らかになった。TSモードでの測定では、校正球以外の対象物を同時に捉えてしまう危険は少ないが、Svモードでの測定では、測定海域の状態、特に気泡や懸濁物などによって散乱強度が変化しやすいと考えられる。よってSvモードにおけるアンプゲインの変動幅がTSモードにおけるそれよりも大きくなることは容易に考えられる。一方で、120kHzのTSモードにおけるアンプゲインが2000年6月以降一貫して減少傾向にある点については、この間、計量魚探機あるいは送受波器への改造、交換などの作業は行われていないことから、機器の経時的な変化とも考えられる。しかし、実際の

調査においては、事前の校正によりその都度適正なゲインに調整されているものと判断し、そのまま調査に用いた。

校正を実施した時期と海域によって平均水温は大きく異なっていた。1997年12月から1999年6月までの校正時は8～13℃、2000年1月以降に行われた校正時には1～5℃と、調査の前半と後半とで水温の高い中での校正と低い中での校正の2つに大別された。しかしながら、校正時の水温に対応したアンプゲインの変化は特に観察されず、水温による送受波器の感度変化はないものと考えられた。

1.2.2 調査船から発生する雑音の影響

航走雑音とは、船の航走によって発生する水中雑音

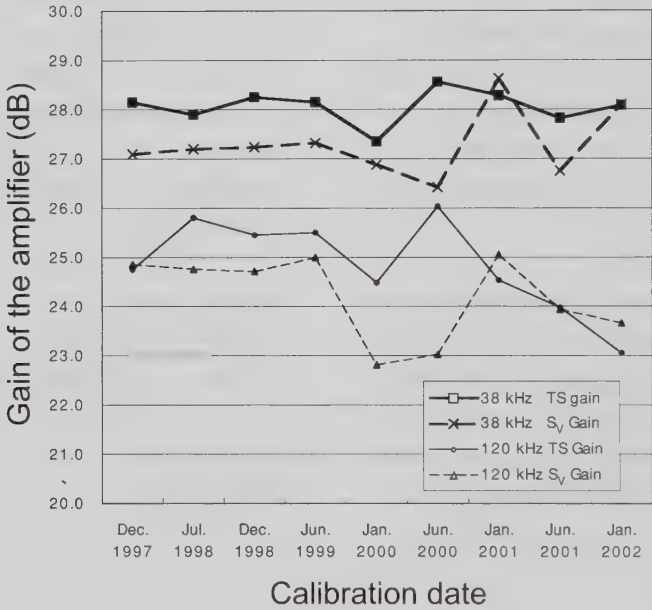


Fig. 4. Variation of the gain of the amplifier of EK-500, onboard of Kaiyo-Maru No. 3

Table 1. Date and the position of the standard sphere calibrations of EK-500 onboard of Kaiyo-Maru No. 3, and the gain of the amplifier at each calibration

Date	Position	Sea Depth (m)	Avg. Temp. (deg.)	Avg. Sal.	Sound speed (m/s)	Amp. Gain (dB)			
						38kHz		120kHz	
						Cal. TS	Cal. SV	Cal. TS	Cal. SV
Dec. 1997	Off Kushiro Port	32	8.0	-	1490	28.15	27.09	24.75	24.85
Jul. 1998	Off Kushiro Port	-	12.3	32.3	1495	27.90	27.20	25.80	24.76
Dec. 1998	Off Hakodate Port	40	10.8	33.4	1495	28.25	27.24	25.45	24.71
Jun. 1999	Off Hakodate Port	50	12.7	33.9	1497	28.15	27.32	25.50	24.99
Jan. 2000	Off Kushiro Port	50	3.0	32.5	1456	27.35	26.88	24.48	22.81
Jun. 2000	Off Atsunai	56	4.6	32.3	1465	28.56	26.42	26.03	23.03
Jan. 2001	Off Kushiro Port	73	1.0	32.4	1454	28.28	28.63	24.53	25.05
Jun. 2001	Off Kushiro Port	-	3.1	32.7	1461	27.82	26.75	23.98	23.94
Jan. 2002	Off Kushiro Port	77	1.0	32.2	1454	28.08	28.10	23.05	23.66

が送受波器に捉えられることによって起こる問題である。主たる雑音源はエンジンおよびプロペラにある場合が多く、周波数によって雑音の出現度合いも大きく異なる。測定は、水深の深い場所において計量魚探機をパッシブモード（送波を行わず、受波のみ行う）にし、船速を変えながら受波を行った。送波を行わないにも関わらず、何らかの様な反応が深い側から映り出した場合、それを自船の航走によって発生した雑音と判断した。一般に、エンジン回転数を上げて高速で航走するほど雑音は大きくなるため、雑音と船速（エンジン・プロペラ回転数）との関係を事前に求め、定線航走時の船速の決定に用いた。

方 法

測定は、Takao and Furusawa (1995) および古澤ら (1995) の方法に従い、1997年12月から2002年1月に掛けての計7回実施した。第三開洋丸では、プロペラ回転数とプロペラピッチの両方を変えることにより船速を調整する。そこで、プロペラ回転数とプロペラピッチの組み合わせにより、静止状態から10ノット超までの範囲で4～9種類の船速を設定し、それぞれの船速における雑音レベルを測定した。

結果と考察

航走雑音と船速との関係をFig. 5に示した。38kHzにおける雑音のレベルは-155～-135dBの範囲で推移した (Fig. 5 上図)。2001年1月に測定された結果は、船の停止状態を除く全ての船速において、それ以外の時期の測定結果に比べて3～8dB程度高い値を示した。この時期、雑音成分を増加させる何らかの要因が船にあったものと考えられるが、理由は特定されなかった。いずれの測定時においても、対水船速が7～9ノット付近で最も航走雑音レベルが低くなり、それ以上かそれ以下の船速の双方において雑音レベルが上昇する傾向が見られた。一方、120kHzでは、雑音レベルは-140dB付近に位置し、船速や測定時期による変化がほとんど見られなかった (Fig. 5 下図)。

パッシブモードで運用した計量魚探機のエコーグラム上に現れた航走雑音の例をFig. 6に示した。このエコーグラムからも、38kHzにおいて船速に応じて雑音レベルが大きく変動することが明らかとなった。7.8ノットから9.0ノットに船速を上げることにより、 S_V モードでは深度700m以深におけるエコーレベルが明らかに低下し (Fig. 6 左上図)、またTSモードにおいても、TSの強さを表示する色の変化からエコーレベルの減少が示された (Fig. 6 右上図)。船速を9.4ノットまで上げると、雑音レベルは再び上昇し、 S_V モードおよびTS

モード共に深度500m層以浅まで雑音が影響を与えるのが確認された (Fig. 6 上図)。一方、120kHzでは船速による雑音レベルの変化は S_V モードおよびTSモードのいずれにおいても確認できず (Fig. 6 下図)、船速に関わらずほぼ一定の雑音レベルがエコーグラム上に現れた。この結果から、120kHzにおける雑音は、航走による雑音ではなく、電気的な雑音である可能性が考えられた。また、 S_V モードでは、深度100m付近から-80dBを上回る比較的高いレベルの雑音が出現したことから (Fig. 6 左下図)、第三開洋丸とEK-500の組み合わせで120kHzによる音響計測を行う場合には、この高いレベルの雑音の存在が実際の測定深度の制限要因となることが示された。

1.2.3 航走減衰および気泡減衰

航走減衰とは、船の航走によって発生した水中の気泡が送受波器の直下を通過することにより、本来得られるべき散乱強度が気泡による減衰を受けて受波される現象である (古澤, 宮野鼻, 1983; 古澤ら, 1995)。多くの場合、船速の増加とともに航走減衰は大きくなり、実際の調査においては現存量の過小推定の要因となる。この現象は、船首や船底の形状、送受波器の取り付け位置や方法によって影響を受けるため、船毎にその特性は大きく異なる。そこで、第三開洋丸における航走減衰の特性を明らかにし、本船において音響資源調査を行う際の適切な調査設計および航走方法の提示を試みた。

方 法

本研究では、減衰の程度を測定するための対象として海底を用いた。音響パルスを海底に向けて送波すると、まずビームの音軸上で海底に入射し、そこからの散乱波が最も早く、かつ強く受波される。その後音響パルスは時間の経過とともに海底上を同心円上に拡がりながら到達し、その時間遅れを伴いながら順に受波される。この過程を音軸上での音波の進行に置き換えると、海底による反応は海底面から海底下数mまでの連続的なエコーとして表現される。青山ら (1999) は、海底面の平均 S_V と積分層の厚さの積が、海底の表面後方散乱強度に一致することを理論計算および現場測定の双方において示した。よって、計量魚探機で海底面からその下層に対して適切な深度にわたる積分層を設定し、その面積後方散乱強度 (Area backscattering strength, 以後海底 S_a と表記) を測定すれば、その値を海底の表面後方散乱強度と見なすことができる。積分層の設定およびデータ解析の方法は、古澤, 宮野鼻 (1983), 濱野ら (1988) の方法に準じた。周波数38kHz

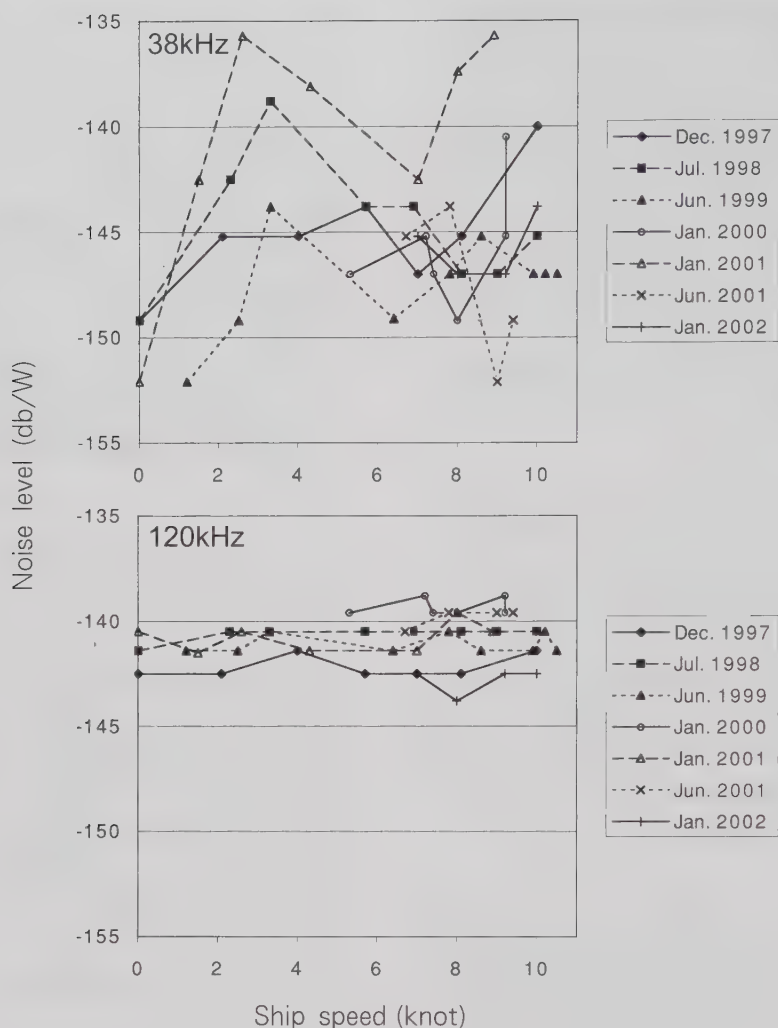


Fig. 5. Variation of the noise level of EK-500 onboard of Kaiyo-Maru No. 3, in relation to the ship speed

および120kHzで捉えた海底付近のエコーグラムをシムラッド社製データ解析処理ソフトBI-500で収録し、その後BI-500および自作の解析プログラムを用いて、 S_v 、収録位置、時刻、海底深度の諸測定値を抽出し、船速や航走方向との関係について検討した。収録、解析ともにスレッシュホールドは設定せず、積分層内の全てのデータをそのまま積分に用いた。単位積分距離 (the Elementary Sampling Distance Unit, ESDU) は、スケトウダラを対象として実施される音響資源調査と同じ0.1カイリとし、またデータの処理についても、通常音響資源調査で用いられるBI-500を用いて、全く同じ手順で積分処理を行った。なお、さらに詳細なデータが必要な場合には、自作の解析プログラムを用いて航走0.005カイリ毎に S_v を抽出して解析に用いた。海底 S_a (あるいは海底を含む積分層における平均 S_v) を求める積分層の設定については、古澤、宮野鼻 (1983)

および濱野ら (1988) が海底面を中心とした上下計10mに設定したのに対し、本研究では海底下の積分深度幅を広げ、海底面上5mから海底下10mとした。これは、本研究における計量魚探機と底質の組み合わせにおいて、海底の表面後方散乱強度として出現する“見かけ上の海底下反応”が海底下何mまで現れるかについての情報がなかったため、十分な余裕をもって海底の表面後方散乱強度全体を捉えられるよう、既往の報告よりも幅広く積分層を設定したことによる。

調査は、1998年7月24日に道東沿岸の厚内沖約8カイリ、水深77~79mの陸棚上で実施した。等深線とほぼ平行に、北緯42度39.5分、東経143度54.9分と北緯42度38.4分、東経143度53.6分を結ぶ約1.3カイリの定線を設定し、計量魚探機を作動させながら様々な船速で往路と復路の2回反復航走した。往路と復路両方の航走を行った理由は、風やうねりを受ける方向が航走減衰

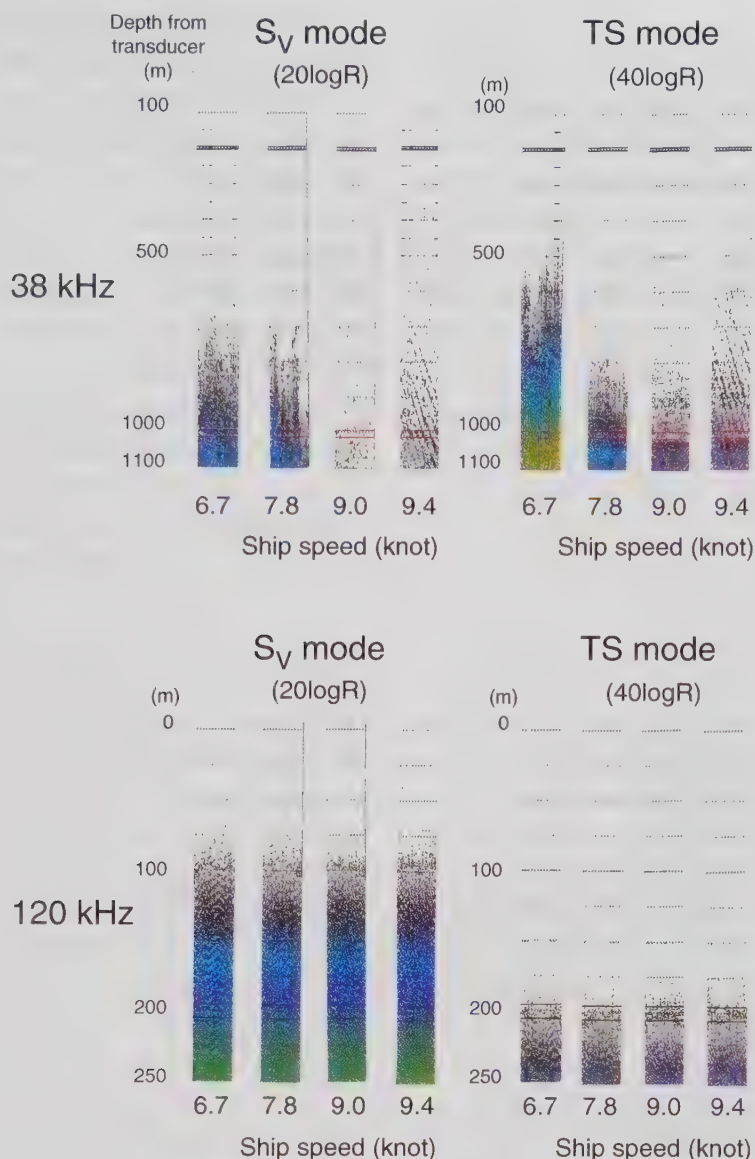


Fig. 6. Occurrence of the sailing noise of Kaiyo-Mar No. 3 on the echogram at each frequency and the integration mode in relation to the ship speed (June 2001)

に与える影響について検討するためである。測定場所の選定に際しては、事前に周辺海域を航走し、海底の起伏が無く、海底のエコーレベルもほぼ一定で、かつ魚群やプランクトンの分布が少ないことを確認した。底質の確認は行っていないが、海図（海上保安庁水路部, 1974）によると、周辺海域の海底は砂泥質（M.S）であるとされている。

船の挙動や海象等の情報は、試験航走中に計量魚探機で得られるデータとリンクできる形で同時に連続的に収録するのが望ましいが、本調査ではこれらの情報を連続的に記録する機材を用意できなかった。そこで、各船速における往路と復路それぞれの航走において、

定線への入線時と出線時の2回、真の風向（船首方向に対する角度に換算）と風速、船首方向に対するうねりの角度（船速の補正を行っていない相対値）と階級、風浪の階級、対水船速、クリノメーターで計測した各航走中の最大ローリング角（左右）の各項目を記録した（Table 2）。

航走速度は次のように設定した。他の目的で既に実施された試験航走の結果から、およそ4, 5, 6, 7, 8, 9, 10ノットの対水船速が達成されるエンジン回転数とプロペラピッチの組み合わせを事前に設定し、それらの値を維持した状態で定線上を航走した（Table 2）。必ずしも予定した船速に達しなかった場合、あるいは

航走中に船速が変化した場合でも、エンジン回転数やプロペラピッチの調整は行わず、その場合には入線時と出線時における対水船速の平均値をその航走の船速として扱った。また、往路航走を終え復路航走に入る、あるいは異なる船速での航走に移る際には、先の航走で発生した航跡の影響を避けるため、おおむね5〜10分程度の間隔をおいて実施した。各航走ともできる限り直線的に航走し、全く同じ海底上を走査するよう努めたが、実際には潮流やGPSの誤差などから、定線を中心に多少の蛇行が生じた。特に舵の効きにくい低速航走時には、かなり大きく蛇行し、定線を逸脱することも多かったため、航走によって入線から出線までの航走距離に約0.1カイリのばらつきが生じた。

結 果
航走時の状況

航走試験中の気象状況は、調査開始時は風速約4 m, うねり4, 波浪3で、後に風速約2 m, うねり3, 波浪2と若干静穏になった (Table 2)。風およびうねりの方向はほぼ一致しており、往路では船の進行方向に対して左舷前方10時方向からの向かい風および向かい波、また復路では逆に右舷後方4時方向からの追い風および追い波であった。調査全体を通じて風およびうねりの方向には殆ど変化がみられなかった。Table 2に、風向およびうねりの方向を、共に自船の船首方向を0度とした相対方位で示した。この際、風速と風向については自船の移動による影響を除去した値を記載し

たのに対して、うねりについては自船の移動による影響を補正することができず、進行中の自船から観測したうねりの方向をそのまま示した。そのため、特に復路の航走における風向とうねりの方向が大きく異なる値をとることになったが、実際には風の方向とうねりの方向はほぼ同じであった。

常に風波を左舷前方から受ける形となった往路の航走では、船速が8ノットを越えるとピッチングが大きくなり、船底を通過する気泡層によって超音波が減衰を受け、エコーが極端に弱くなったり、抜けたりする現象、すなわち泡切れがエコーグラム上に確認され、さらに時折船底で海表面を叩く“パンチング”が観測された。一方、風波を右舷後方から受ける形での航走となった復路においては、船速に関わらず泡切れ、パンチングともに観測されなかった。

鉛直方向における平均海底 S_v の出現様式

本研究における積分層設定が、海底の表面後方散乱強度を十分に捉えているか否か、また海底以外の層が積分値にどの程度影響を与えているかについて検討するため、海底付近の S_v の分布を、深度1 m刻み、航走0.005カイリ毎に抽出し、海底の表面後方散乱強度の出現パターンについて検討した。

その結果、 S_v の鉛直分布は、いずれの航走、周波数においても、海底面〜海底数mの深度帯で急激に上昇し、その後深度の増加とともに徐々に低下するパターンを示した。例として、Fig. 7に船速7ノット、復路

Table 2. Conditions of the experimental runs and the sea states

Leg	Direction against swell	Speed (knot)	Wind		Swell		Wave class	Max. Rolling (deg.)	
			Direction*	Speed(m/s)	Direction**	Class		Left	Right
1	Head sea	6.9	0	0.5	300	4	3	8	10
	Following sea	7.2	0	0.3	120	4	3	6	7
2	Head sea	7.8	300	4.1	300	3	3	7	9
	Following sea	8.0	69	2.1	120	3	3	8	8
3	Head sea	8.8	294	3.8	300	3	3	7	10
	Following sea	8.8	85	2.8	120	3	2	7	6
4	Head sea	9.6	276	2.7	300	3	2	6	9
	Following sea	9.7	74	3.6	120	3	2	8	6
5	Head sea	5.3	319	2.9	300	3	2	10	10
	Following sea	5.5	63	2.6	120	3	2	8	10
6	Head sea	3.3	0	1.7	300	3	2	10	15
	Following sea	2.7	70	1.1	120	3	2	11	13
7	Head sea	4.2	298	2.0	300	3	2	8	10
	Following sea	4.2	67	1.8	120	3	2	12	15

* True wind direction which was formed with the direction of travel.
** Relative swell direction which was formed with the direction of travel.

における38kHz, 120kHz両周波数で収録された海底面上5m～海底下10mの範囲における S_v の鉛直分布の一部を示した。海底深度および積分範囲の決定にあたっては、計量魚探機が表示した海底深度の小数点以下を四捨五入した値を基準とした。Fig. 7の例では、データによって海底深度が77mあるいは78mのどちらかの値をとるため、海底面上5mから海底下10mの範囲についても、72～87mと73～88mの2種類がグラフ上に混在している。Fig. 7をみると、周波数によって、海底深度付近での S_v の立ち上がりやピークの幅などに差が見られたものの、基本的な分布パターンは同様であった。ただし、これらの S_v を海底面上5m～海底下10mの範囲で鉛直方向に合算して求めた海底 S_b は、周波数38kHzの方が周波数120kHzの場合よりも4 dB程度高い値を示した。また、いずれの周波数においても、海底

面から海底下3mまでの範囲で得られた S_v が、積分層全体から計算される海底 S_b の99%以上を占めた。この結果は、海底 S_b の値が海底面から海底下3mまでの層における S_v によって決定され、水中及び見掛け上の海底下3m以深から得られる S_v は、海底 S_b の大きさに対して実質的な影響を与えていないことを意味する。よって、本研究で設定した海底面上5m～海底下10mの積分層から得られる海底 S_b は、そのまま海底の表面後方散乱強度を示す値として扱うことができる。

航走条件に伴う海底 S_b の変化

次に、周波数、航走速度、ならびに風波を受ける方向による海底 S_b の変化について検討した。ESDUを0.1カイリに設定し、1.3～1.4カイリを航走した。このデータから、周波数、船速、航走方向別に海底 S_b 分布の平

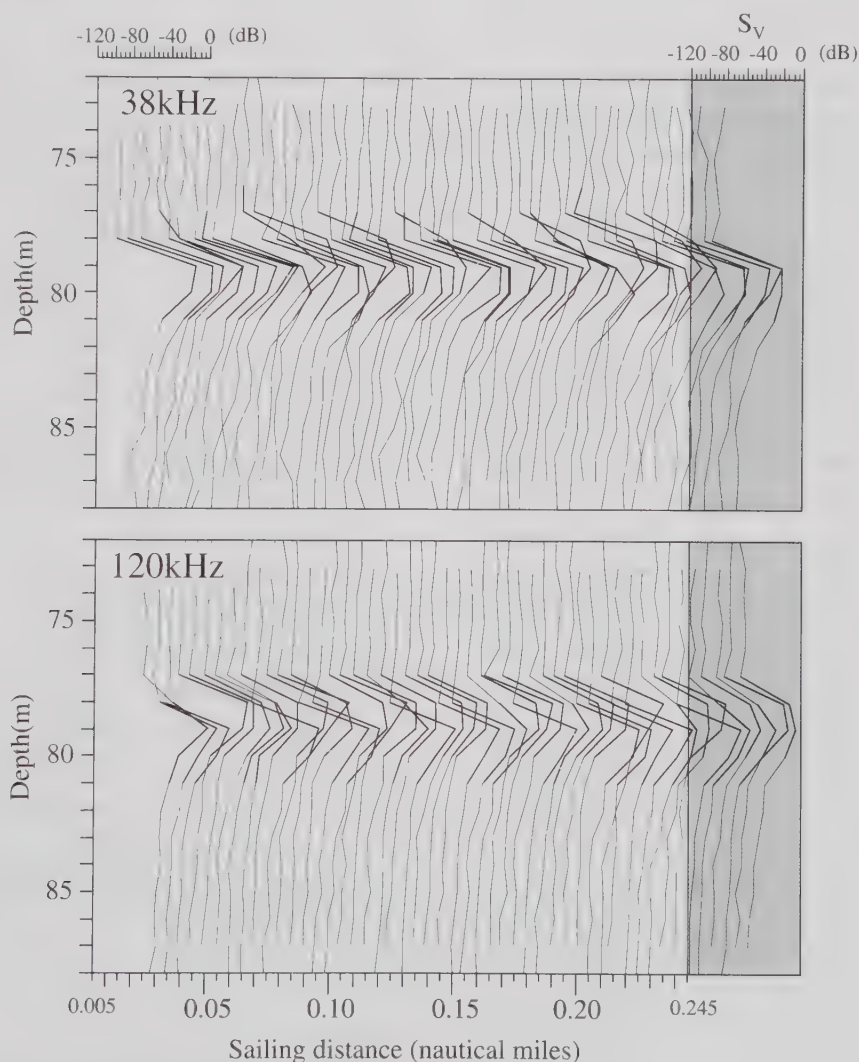


Fig. 7. Distribution pattern of mean S_v in the proximity of the sea bottom at each 1m vertical unit (upper: 38kHz, lower: 120kHz). Thick lines indicate the layer 3m beneath the bottom

均および標準誤差を計算し、船速に対してプロットした (Fig. 8)。なお平均値および標準誤差の算出の際には、対数表記されている平均海底 S_a 値を一旦線形値に換算したうえで計算を行い、再びdB単位にして表示した。

その結果、風波を左舷前方から受ける航走において、両周波数ともに船速に応じて平均海底 S_a が変化する様子が観察された。船速を徐々に上げていくと、6.9ノット付近で海底 S_a の低下傾向が現れ、船速7.8~8.8ノット付近で最低値を示した。このとき、平均海底 S_a の変動幅は38kHzで1.30dB、120kHzで0.67dBであり、38kHzのほうが大きく影響を受けることが示された。さらに船速を上げ、9.7ノットに達すると、それまで低下傾向にあった平均海底 S_a は再び上昇した。一方、復路、すなわち風波を右舷後方から受けながらの航走においては、船速9.6ノット航走時の38kHzのデータにおいて平均海底 S_a が0.7dBほど低下した。また、120kHzにおいては、船速の増加に伴い平均海底 S_a が若干上昇する (最大0.5dB) などの変化が観察されたものの、各船速における平均海底 S_a の標準誤差範囲は重複しており、往路のような平均海底 S_a の明確な変化は両周波数ともに認められなかった。

次に、風波を受ける方向および船速が平均海底 S_a の変化に与える効果を検証するため、分散分析による解析を行った。周波数を2種類、船速を7種類、航走方向を2種類とし、計28通りの組み合わせによるデータセットに対して、対数分散分析による等分散検定 (Sokal and Rohlf, 1995) を行い、各データセット間で分散に有意な差が無いことを確認の上、前述の3要素を独立変数とする三元配置分散分析を行った。なお、等分散の検定およびその後の分散分析には、dB単位の平均海底 S_a の分布を用いた。また、同じ船速カテゴリーであるにも関わらず、航走方向によって船速の差が生じたケースについては、両航走における船速の平均値をカテゴリーの代表値とした。解析の結果、主効果として周波数および航走方向の違いが、さらに交互作用として周波数と航走方向および航走方向と船速の組み合わせが、平均海底 S_a の平均値に有意に影響を与えていることが示された (Table 3)。Fig. 8からも明らかのように、周波数によって平均海底 S_a の水準は大きく異なり、これが周波数間での有意差として現れたものと考えられる。また、航走方向および航走方向と船速の交互作用が有意となったことは、両周波数ともに、船速7~9ノット付近において、風波を船首側から受ける航走で収録された平均海底 S_a が、船尾側から受ける場合よりも低下したことを反映したものと考えられる。さらに、周波数と航走方向の交互作用が有意となっ

たことは、航走方向による平均海底 S_a の変化が120kHzよりも38kHzでより大きかったことを示していると考えられる。

次に、船速による平均海底 S_a の変化が現れた、風波を船首側から受ける航走について、船速を独立変数、平均海底 S_a を従属変数として周波数毎に多重比較 (Games-Howell) を行った (有意水準5%)。その結果、38kHzにおいて、4.2ノットと7.9ノットあるいは8.8ノットの間、および5.4ノットと8.8ノットの間で海底 S_a に有意差が認められた。一方、120kHzではいずれの船速の組み合わせにおいても有意差は見いだされなかった。

さらに、平均海底 S_a の変化の詳細を調べるため、0.005カイリ毎に抽出した海底 S_a の挙動について検討した (Fig. 9)。積分層の設定は、先の解析と同様に、海底上5m~海底下10mの15m層とした。各航走におけるデータ数は、それぞれ約280個前後に上った。解析の結果、定線上の特定の位置に対応した海底 S_a の変化はみられず、海底の音響散乱特性は場所によらずほぼ均質であったことが示された (Fig. 9)。一方、風波を船首側から受ける航走において、38kHz、120kHzともに、船速の増加につれて時折海底 S_a の急激な低下が観測されていたことが明らかになった (Fig. 9左列)。この海底 S_a の低下部分とエコーグラムとの照合を行ったところ、特に海底 S_a が大きく低下した付近では、泡切れによるエコーグラムの欠落や、海底エコーレベルの低下が記録されていた。そこで、この海底 S_a の急激な低下が、ESDUを0.1カイリとして計算された平均海底 S_a の変動に影響を与えているか否かについて検討した。海底 S_a 値が25dB以下になった場合を“急激な低下”と見なし、これらのデータを含めた場合と除いた場合のそれぞれについて、ESDUを0.1カイリに設定して平均海底 S_a を計算した (Fig. 10)。その結果、風波を船首側から受ける航走から計算された平均海底 S_a は、-25dB以下の値を除くことにより、38kHzで最大0.4dB、120kHzでは最大0.2dB程度上昇したが、船速の増加に応じて平均海底 S_a が低下する傾向を覆すには至らなかった。このことから、風波を船首から受ける航走において船速の増加に伴い平均海底 S_a が低下した現象は、特定のごく低い海底エコーの発生のみでは説明しきれず、むしろ海底 S_a データそのものが全体的に低下したためと考えられる。

考 察

平均海底 S_a の減衰を引き起こした要因の特定

航走中に標的から得られる S_v 値が低下する原因としては、大きく3つの要因が考えられる。一つは水中に

含まれる気泡による音波の減衰であり、通常状態における自船の航走時に発生した気泡によって生じる音波減衰のことを「航走減衰」と呼ぶのは前述の通りである。これとは別に、船体の動揺が影響を与える場合も考えられる。一般に計量魚探機は、通常の魚探機に比べてビーム幅を狭くしているものが多い。この場合、船体のピッチングやローリングによって音波の送波時と受波時で送受波器の方向が大きく異なると、標的に当たってはね返ってきた音を受波ビームの中に捉えることができなくなり、過小評価となるおそれが生じる (Stanton, 1982)。さらに海底を対象とした測定を行う場合は、後述する海底の持つ特殊な散乱特性の影響も考慮する必要がある。本研究の目的は、航走減衰の効

果の有無および程度を測定することであるが、測定結果には上述の複数の要因による影響が組み合わされた状態で現れている可能性がある。そこで、今回の測定条件下において各要因が与える影響について考察を加えた。

まず、船体動揺によって送波と受波の角度にずれが生じることによる過小推定の可能性について検討する。本研究の測定条件において、送波した音波が水深78mの海底に反射して受波されるまでに掛かる時間は、水中音速を1,500m/秒と仮定すると約0.1秒である。一方、第三開洋丸の船体動揺周期については、本実験では測定を行わなかったが、船の完成時に実施した動揺試験の結果から、通常の航走時における船体動揺の周期は

Table 3. ANOVA table for analyzing the effects of the three different factors: frequency, direction and speed against the attenuation by sailing

Source of variation	df	Sum-of-squares	Mean square	F values	p values
Main effect					
Frequency (Freq.)	1	1285.550	1285.550	1334.570	<0.0001*
Sailing direction (Dir.)	1	38.261	38.261	39.720	<0.0001*
Ship speed (Speed)	6	7.728	1.288	1.337	0.2399
Interaction					
Freq. • Dir.	1	4.450	4.450	4.619	0.0323*
Freq. • Speed	6	9.774	1.629	1.691	0.1223
Dir. • Speed	6	17.269	2.878	2.988	0.0074*
Freq. • Dir. • Speed	6	4.537	0.756	0.785	0.5822
Residual	340	327.512	0.963		

* Significant ($p=0.05$)

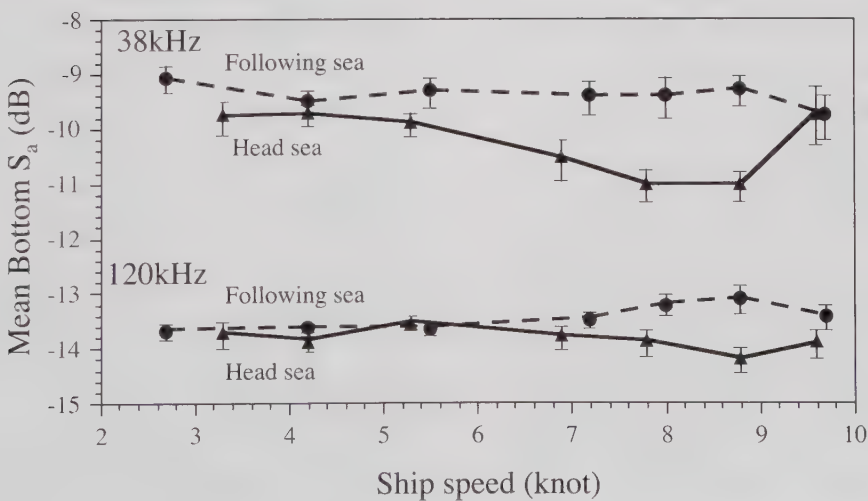


Fig. 8. Variation of the mean bottom S_a and its standard error with increasing ship speed under combinations of the three factors: frequency, speed and direction

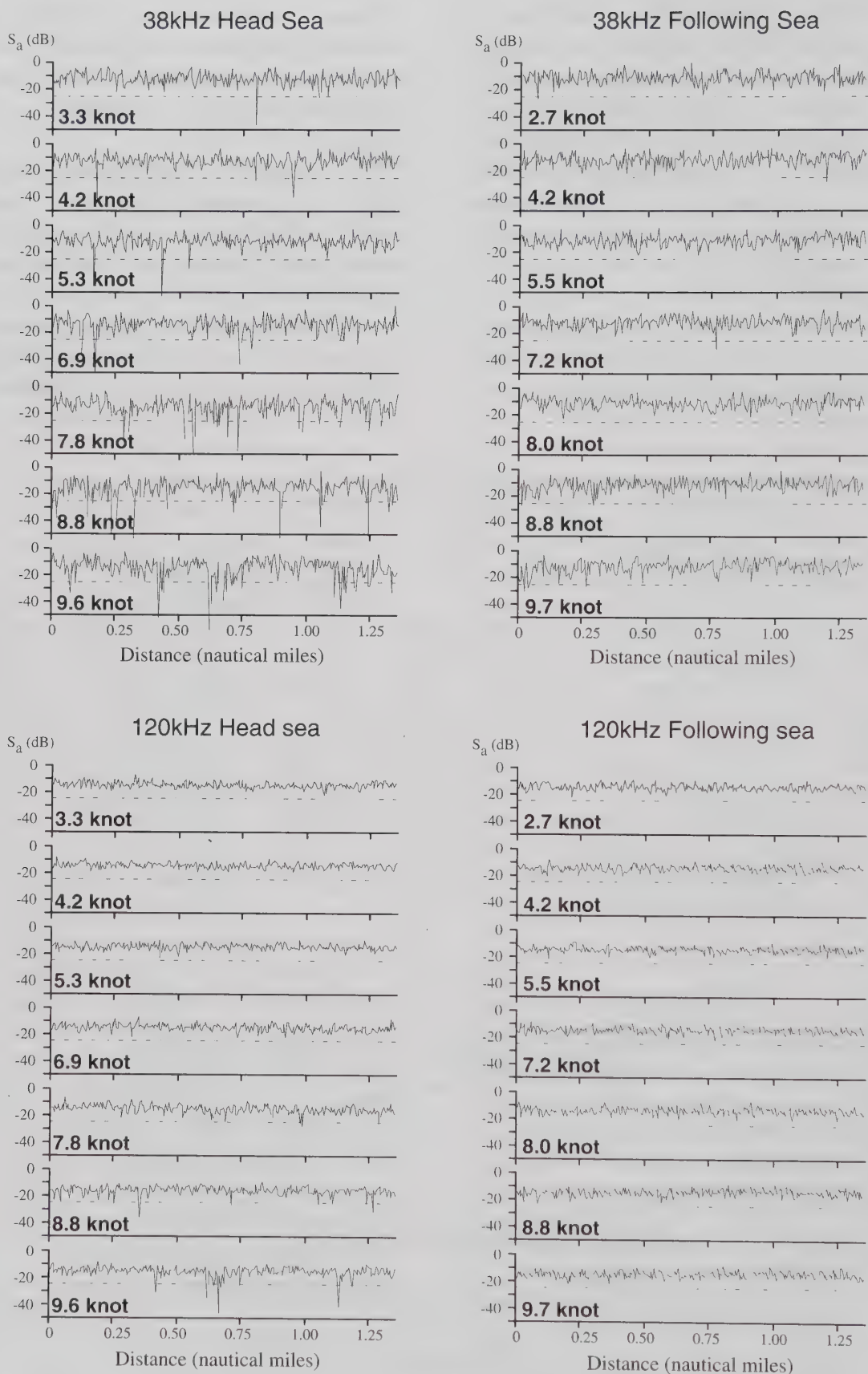


Fig. 9. Variability of the mean bottom S_a taken for every 0.005 nautical mile run for each combination of ship speed and direction. Broken lines indicate the -25dB level

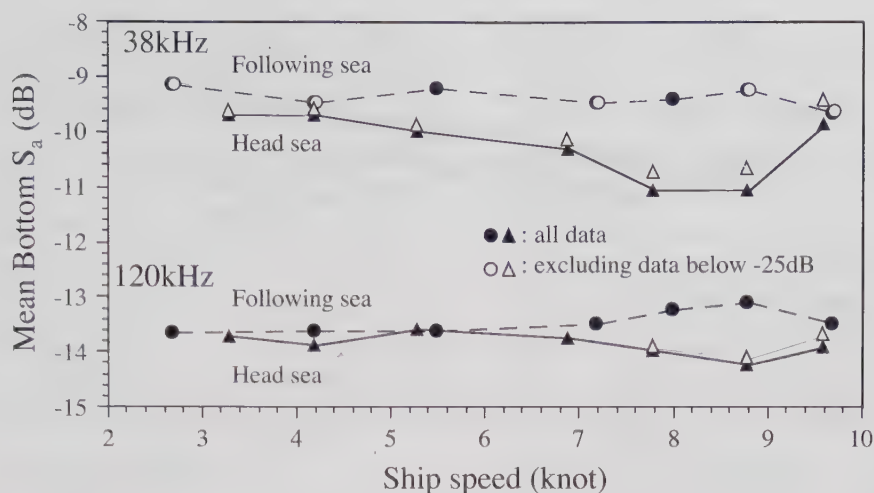


Fig. 10. Average of the bottom S_a taken for every 0.005 nautical mile run including or excluding "slumped" data which were below -25dB

7.4秒～9.8秒であると予測された。当時とは若干の艦装、タンク状況などの違いはあるものの、船体動揺の周期が当時に比べて大きく変化しているとは考えにくく、また実験時に調査員が受けた体感からも、船の動揺周期は、送波から受波に掛かる時間: 0.1秒に比べ十分に長かった。このことから、本研究の測定条件において、送波から受波までの間の受波器の角度の変化はごくわずかであり、送波/受波の角度のずれに由来する海底の表面後方散乱強度の低下は、本研究の条件の様な浅海域では無視しても差し支えないと考えられた。

次に考えられるのが、海底への音波の入射角（グレージング角）による海底の表面後方散乱強度の変化の可能性である。魚などの標的に音波を送波すると、標的に当たった入射波はあらゆる方向に散乱し、そのうちの音源方向に跳ね返っていく散乱波が後方散乱波として受波器で捉えられ、音響計測が成立する。しかし、海底や板状の金属の物体等では後方散乱波の指向特性が極端に偏る現象が見られる。すなわち、海底に入射した音波は、魚群の場合のように全方向に対して散乱するのではなく、入射角と等しい反射角を海底面に対する垂線を中心とした鏡像方向に持つ“平面反射波”として反射される。この場合、音源と正対する方向を0度として入射角、反射角を定義したときに、入射角が0度に近い場合は、反射波として非常に大きな後方散乱波が得られるが、入射角が大きくなるに従って反射角も大きくなるため、後方散乱波は急激に小さくなる（ユーリック、1985）。黄ら（1997）はランベルトの法則を用いて、周波数25kHzにおいて船体動揺による海底の表面後方散乱強度の変化を理論計算し、船体動揺が10度に達すると、海底の表面後方散乱強度のピークが最大時の4割まで低下することを示した。また、

Urlick (1954) およびUrlick (1956) は、本研究で使用した周波数に比較的近い周波数帯（55kHz, 60kHz）を用いて、海底へのグレージング角と海底の散乱強度の関係を調べ、底質が砂あるいはシルトの条件下において、鉛直に近いグレージング角では多少角度が変化しても海底の表面後方散乱強度はそれほど変化せず、角度が鉛直方向から10度程度ずれると海底の表面後方散乱強度が10dB近く低下することを示した。このように、海底を標的に用いた測定においては、グレージング角の変化が、海底の表面後方散乱強度に変化をもたらす可能性を考慮してデータの解析を進める必要がある。しかし、本実験では連続的な船体動揺の測定を行っていないため、船体動揺角と海底の表面後方散乱強度の変化を連続的に対応付けて考察することは不可能である。

そこで、船体動揺に関して唯一測定されている最大ローリング角のデータから、船速、航走方向とローリングの関係性を推察し、さらに海底 S_a の変化との対応について考察を試みた。各航走において得られた最大ローリング角を比較すると（Table 2, Fig. 11）、航走方向に関わらず、多くの航走において左舷側へのローリング角が右舷側へのローリング角度を上回っていた。これは、船のバランスあるいはトリムなど、実験時の船の特性が反映された結果と考えられる。また、船速が5ノットを上回ると、低速時よりも最大ローリング角は小さくなる傾向が見られた。この傾向は、風波を船首側から受ける航走よりも、船尾側から受ける航走において顕著に現れた。もし仮に、最大ローリング角が航走中の平均的なローリングの大きさおよび頻度を反映した指標として有効であり、かつローリングに伴うグレージング角の変化が海底の表面後方散乱強度に影

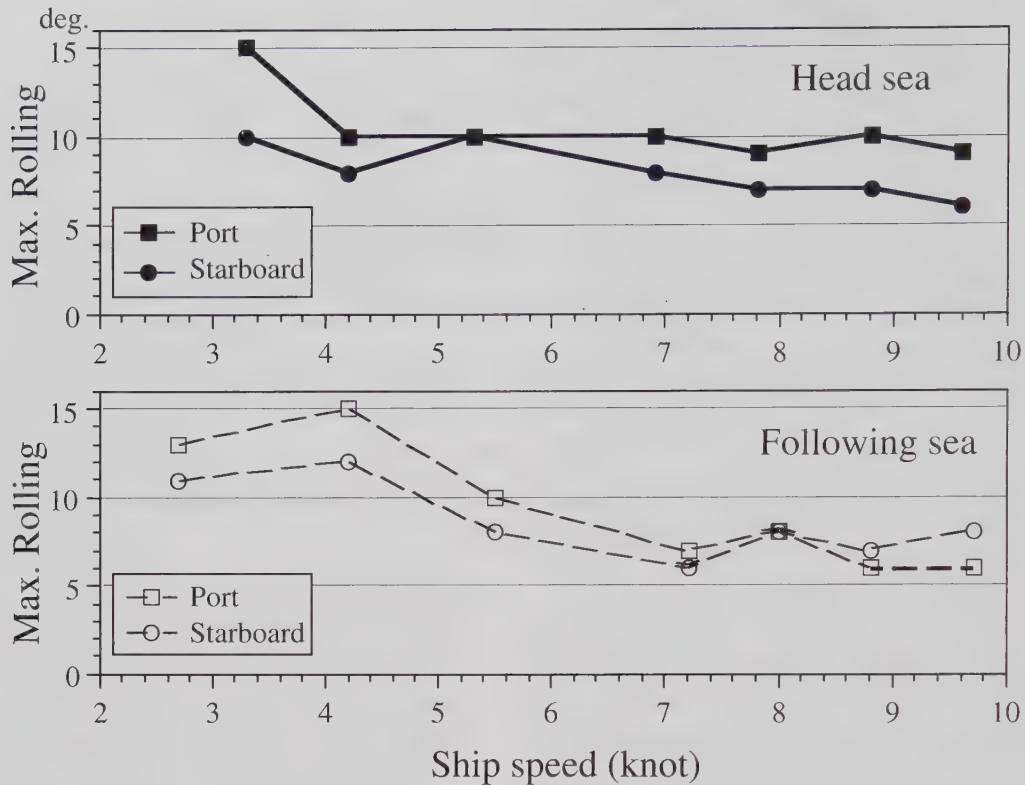


Fig. 11. Maximum rolling angles with the combination of two factors: direction and ship speed. Upper: head sea; lower: following sea conditions

響を与えているとするならば、ローリングが大きくなる低速航走時ほどグレージング角の変化は増大し、それに起因する海底の表面後方散乱強度の減衰も頻繁に観察されるはずである。しかし実際の航走では、平均海底 S_a の低下および航走0.005カイリ間隔で抽出した海底 S_a 値の急激な落ち込みは、風波を船首方向から受け、かつ高速で航走する航走において頻繁に出現しており、最大ローリング角が大きくなる低速航走時には海底 S_a の変動はむしろ小さくなった。

以上の考察は、あくまで最大ローリング角がその航走中のローリングの程度の指標となることを前提としている。その仮定に立つならば、ローリングによって発生したと予想されるグレージング角の変化と実際の海底 S_a の変動傾向は一致せず、グレージング角の変化による海底 S_a の低下が発生していたとしても、ローリング成分による効果は小さかったのではないかと推測される。

一方、本研究では測定することができなかったが、グレージング角の変化をもたらす船体動揺の成分には、ローリングの他にピッチングも挙げられる。ピッチングが海底 S_a に影響を与える要因としては、グレージング角の変化による海底の表面後方散乱強度の低下と、

船首部の上下動によって発生した気泡が船底を通過する際に起こる音波減衰の2種類が考えられる。前者が海底を対象とした場合のみ考慮すべき特殊な要因であるのに対して、後者は航走減衰の要因そのものであり、航走減衰の影響を測定するためには、後者の影響のみを抽出する必要がある。しかしながら、本研究のように海底を対象とした測定法では、両効果は重畳して現れるため、その分離は容易ではない。この問題については、既往の研究成果が重要な示唆を与えている。柴田ら（1970）は、総トン数197.1トンの以西底曳き漁船における船体動揺と海底の表面後方散乱強度の関係を連続的に測定し、動揺角が10度以内の測定条件において、船体動揺と海底の表面後方散乱強度との間に直接的な相関が見られなかったことを示した。同時に、海底の表面後方散乱強度の変動が、ピッチングに対して時間遅れの相関を持ち、これが船首部で発生した気泡の船底通過に伴う減衰である可能性を示唆した。また濱野ら（1988）は、総トン数603トンのトロール型調査船において同様の測定試験を実施し、海底の積分値との相関が最も大きな要因として風向を挙げ、風浪を進行方向に対していずれの角度から受けるかによってピッチングの大きさが変化すること、ローリングよりもピッ

チングが海底の表面後方散乱強度により大きく影響を与えること、さらにそれらの理由として、船体のピッチング動作に伴い海表面に発生する気泡が海底の表面後方散乱強度を減衰させる可能性を指摘した。航走減衰はその船によって大きく異なる特性であり、既往の知見、結果がそのまま他の船に当てはまるとは限らない。しかしながら、上述の研究結果は、いずれもピッチングおよびその結果として発生する気泡層による音波減衰の影響を指摘している。また、海底の表面後方散乱強度の減衰が風波を受ける方向、および船速の増加に伴い増大するピッチングの大きさと関連づけられる点においても、本研究の結果と一致する。

今後船体動揺の測定を含めて航走減衰の測定を行う機会が得られた場合には、グレージング角の変化による影響を検出し、海底 S_a の変動から除去する方法について十分に検討する必要がある。

航走減衰の程度

本研究で測定された航走減衰は、風波を船首方向から受ける航走においてのみ観測され、その効果は船速 7.8~8.8 ノット付近で最大となり、低速航走時に対して 38kHz では 1.30dB、120kHz では 0.67dB の減衰を示した。さらに、船速が 9.6 ノットに達すると、海底 S_a は低速航走時とほぼ同じ水準まで上昇した (Fig. 8)。このように、ある速度帯において航走減衰が極大となり、その速度帯を超えると再び減衰が小さくなるパターンは他にも報告がある。古澤、宮野鼻 (1983) が 5 隻の北転船 (349 トン型) および漁業調査船 (157 トン) を対象として実施した航走減衰の測定では、ある船において、船速 8~9 ノット付近で海底 S_v が 3~4 dB 程度低下した後、10 ノット付近で再び海底 S_v が上昇し、低速航走時に近いレベルまで回復する様子が観察された。ただし、同時に測定された他の船では、航走減衰が観察されない、あるいは船速の増加に対して航走減衰が単調的に増加するなど、航走減衰の出現パターンは船によってまちまちであった。このことから、航走減衰と船速との関係は、船のサイズやバランス、船底形状や送受波器の取り付け位置など、その船の総合的な特性によって大きく異なるものと考えられた。

一方、航走減衰の規模については、古澤、宮野鼻 (1983) の研究では船によって最大 1~5 dB とバラつきが大きいものの、比較的大きな減衰を示す船が多かったのに対して、本研究で示された航走減衰の最大値は 1.3dB (38kHz) であり、相対的に小さな値に留まった。このことから、本研究に用いた第三開洋丸では、ある航走条件において航走減衰が発生することは確かであるものの、その影響は過去の測定例と比較して小さな

部類に入るものと判断された。

風波の方向と航走減衰の関係

本研究では、風波を船首側から受けて航走する場合に、38kHz、120kHz とともに船速の増加に伴う航走減衰の効果が観察された。このとき、風波の方向と自船の進行方向との関係は非常に大きな要因であり、風波を船尾側から受ける航走では、船速、周波数に関わらず減衰の効果は殆ど見られなかった。濱野ら (1988) の報告によると、風向と船首方向が正対する状態での航走では、88kHz において高速航走時に減衰が観察されたが、200kHz では減衰が観察されなかった。逆に、風を船尾方向から受ける航走では、88kHz では減衰が観測されなかったのに対して、200kHz では減衰が観察された。この理由として、88kHz では航走時のピッチングによって生じた気泡が、また 200kHz ではローリングによる音波ビームの揺れが減衰の主要因であると考察している。両研究とも、船首側から風波を受ける航走において、特に低い側の周波数で船速に応じた航走減衰の影響が観察された。また、船速の上昇に伴いピッチングが大きくなるという点についても、本研究では正確なピッチング角の測定をしていないものの、風波を船首から受けながら高速で航走した際に、船底で海面を叩くパンチングが観察されるようになったことから、ほぼ同様の状況にあったものと推察される。

本研究に用いた第三開洋丸においては、120kHz における航走減衰の影響は、38kHz におけるそれよりも小さく、この点についても、濱野ら (1988) の報告と一致した。しかし、古澤、宮野鼻 (1983) は、周波数による航走減衰の多寡が船によってまちまちであることを複数の船における測定結果から指摘しており、また、Dalen and Løvic (1981) は、気泡による減衰は高い周波数ほど影響が大きいと述べているなど、周波数と航走減衰の関係は個々の条件によって大きく異なると考えられる。

本研究では、風波を船首側から受ける航走において、平均海底 S_a は船速 7 ノット付近から徐々に低下し始めた。一方、航走中に明確な泡切れやパンチングが確認されたのは、船速が 8 ノットを超えてからであった。このことは、計量魚探機のディスプレイや記録紙上で泡切れ現象を確認し、あるいはパンチングを体感する状況に至る以前から、海底の表面後方散乱強度が低下し始めていたことを意味する。前述のように、本研究ではピッチングに伴うグレージング角の変化の影響について評価できていないため、この海底 S_a の低下がピッチングによるグレージング角の変化によるものか、あるいは航走に伴って発生した気泡による減衰なのかを

判別し、分離することはできない。前者の場合には、実際の魚群を対象とした測定ではそれほど問題とはならないが、後者の気泡減衰の影響であったとすると、これは実際の調査時において大きな問題となりうる。すなわち、音響資源調査においては、泡切れが観察されるような気象条件下では船速を落とすなどして、気泡減衰の影響を受けないように努めながら調査を実施することが多い。しかし、泡切れが生じる以前の段階から航走減衰の影響が既に現れているとすると、泡切れを検知してから船速を落としたのでは既に遅いということを意味する。本研究の結果からは、この効果の有無を明確にすることができなかったが、実際の調査時においては、収録データの精度を確保するために、泡切れが生じなくなる船速よりもさらに船速を落としてデータを収録するなどの安全策をとるべきである。

一方で、風波を船尾側から受ける航走では、船速に関わらず、ほぼ一定した平均海底 S_b を得ることができた。これは、この方向での航走ならば、両周波数ともに船速による航走減衰が発生しにくいことを示しており、実際に調査を実施する上で非常に有効な特徴であるといえる。実際の音響資源調査では、この特性を活かし、できる限り風波を船尾側から受ける形で航走することにより、航走減衰による現存量推定値の過小推定を防ぐことができる。

1.3 調査時期および海域に起因する誤差要因

調査時期や調査海域の設定は、音響資源調査に限らず、全ての現存量直接推定調査において非常に重要な問題である。本研究において主たる対象とする魚群は、漁獲対象資源に加入する以前のスケトウダラ幼魚、若齢魚群であることは既に決まっているが、それらの現存量を、いつ、どこで捉えれば、その系群全体における年級豊度の代表値としての現存量を測定したことになるのかは、その対象種における季節移動・回遊、日周鉛直移動パターンなど、生態的な特徴の把握が必須である。これについては第2章で扱う。

対象種の生態以外にも、調査の時期や海域を規定あるいは制限する要素はいくつか存在する。その一つは、調査の障害となりうる条件が少ない時期であることである。音響資源調査では、調査対象海域に縦横に調査船を走らせ、対象種の分布情報を音響により連続的に収録する。その際、1.2節で示したように、本調査で使用した調査船においては、風波を船首側から受ける航走において航走減衰が発生することから、調査はできる限り静穏な海象条件下で実施されるのが望ましい。また、調査海域内の定線航走および漁具を用いた魚種

確認作業が問題なく実施できることも音響資源調査においては重要な条件となる。また精度の良い調査を実施するためには、対象とするスケトウダラ幼魚、若齢魚以外の魚が魚探映像に混在しない、あるいはし難い時期を選択するのが望ましい。

さらに、本調査の目的が、加入前の幼魚、未成魚の年級豊度を推定し、それを資源評価に活用することである以上、調査の結果は、その年の資源評価に間に合うように整理されなければならない。よって、調査の時期、特にその終了の時期については、資源評価のスケジュールから逆算した結果に制限を受けることになる。本項では、これらの異なる要因からみた、音響資源調査に好適な時期について検討する。

1.3.1 気象・海象

調査船の航行に最も大きな影響を与える要因は、気象・海象条件である。荒天が予想されるような時期には、調査航海の実施自体が困難であるし、強い風波の条件下での音響資源調査は、気泡減衰による現存量の過小推定を招く原因となることから、そのような気象条件下での調査は望ましくない。本調査における主たる調査海域は、道東海域および日高湾の大陸棚および上部大陸斜面海域であることから、同海域における気象、海象条件の季節変化について検討するため、波浪に最も大きく影響を与える風速のデータについて検討した。

アメダスデータから、釧路、広尾、浦河、苫小牧および室蘭の北海道太平洋岸の5点を選び、1971年から1990年までの20年間のデータを用いて、月別平均風速と、最大風速が10m/sを越える平均日数を抽出した。その結果、平均風速は各地点とも6～7月に最も静穏となる一方、10月から翌3月頃に強くなる傾向が示された (Fig. 12 上図)。特に秋～冬季の浦河および室蘭における月平均風速は5 m/sを越え、また最大風速が10m/sを越える日も10日以上と (Fig. 12 下図)、船の航行にとっては非常に厳しい気象条件となることが示された。一方、それ以外の3地点においては、9月以降の秋季に一旦平均風速が上昇するものの、厳冬期には風速は弱まり、3～5月にかけて再び強まる傾向が示された (Fig. 12)。

以上の結果を総合すると、風速を指標として太平洋沿岸における海象条件の季節変化を考えた場合、最も風が弱く、音響資源調査が実施しやすいと予想される時期は6～8月頃であると考えられた。冬期間は各地点ともに風速が強まり、特に日高湾沿岸の浦河および室蘭の付近では、相当に強い風が吹き、時化模様になることが予想される。その一方で、道東海域の釧路、

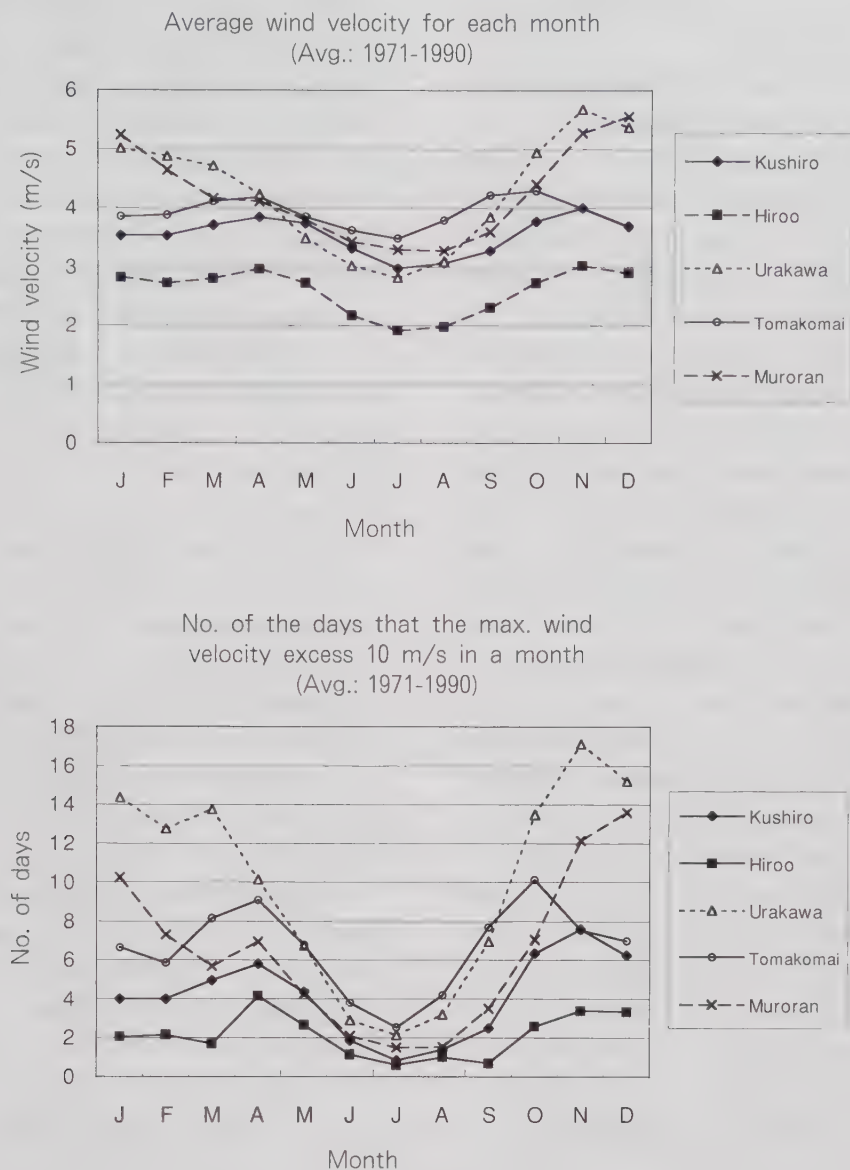


Fig. 12. Wind conditions at the 5 stations located on a shore of the Pacific side of Hokkaido. Both the average wind velocity (upper) and the number of the days that the maximum wind velocity exceeded 10m/s in a month (lower) are quoted from AMeDAS (Automated Meteorological Data Acquisition System) database

広尾および日高湾沿岸の苫小牧では、風が強くなるのは10～11月頃の秋季と3～4月の春季であり、厳冬期にはむしろ風は弱まる傾向にあった。

1.3.2 定線航走および漁獲試験が容易な時期の選定

音響資源調査では、定線航走による音響データの収集と、トロールその他の漁具を用いた魚種確認がその主な内容となる。よって、対象海域を問題なく航行し、かつ魚探反応が見られた場所で即座に魚種確認のための試験操業を実施できることが、精度の良い音響資源調査を実施する上での前提となる。しかし、北海道太

平洋側海域は、水産資源に恵まれた海域であり、スケトウダラを含む様々な魚種を対象とした様々な漁業が営まれている。そのため、ときに調査船調査と漁業が重なる場合がある。特に、音響資源調査の障害となる漁業種類は、流し網やカゴ、延縄、底刺し網などの敷設漁具である。流し網の敷設海域と音響資源調査の海域が重複すると、何層にも平行に設網された流し網を横切って航走する際の漁具被害の発生や、プロペラに漁網を巻き付ける危険などから、実質的に定線航走の実施は不可能となり、調査に重大な支障を招くことになる。よって、できる限りこれらの流し網の操業時期

および海域と重複しないように音響資源調査の時期と海域を設定する必要がある。

北海道太平洋岸における流し網漁業は、春季のサケマス漁業と、初夏のサンマ流し網漁業がある。サケマス流し網は、道東太平洋海域を主漁場とし、4月に操業が始まり、7月上旬まで続く。この間、操業海域は徐々に東側に移行し、7月上旬の終漁時には漁場は根室沖側海域に集中する。また、終漁期が近くなるに従い操業隻数も減少し、6月末時点での操業隻数は、春の操業開始時に比べると少なくなる。一方、サンマ刺し網漁業は、道東沖合を主漁場として7月上旬から9月末まで操業が行われる。

よって、これらの流し網漁業と重ならないように調査を行うには、道東海域の調査を、サケマス流し網の操業が減少する6月下旬から7月上旬に設定し、特にサケマス流し網の設網域と被る可能性の高い納沙布岬沖海域については、できる限りサケマスの終漁期の近くまで待ち、かつサンマ流し網の解禁前の時期に実施するように設定するのが望ましい。

一方、魚種確認のためのトロール漁獲試験は、沿岸漁業と競合する危険性が高い。道東海域においては、沖底船のための漁場域が設定されているが、そのほとんどは陸棚斜面域以遠の沖合域である。スケトウダラ幼魚、未成魚が分布する道東の陸棚上では（第2章で後述）、トロールの曳網が行われないことを前提として、ほぼ周年にわたり底刺し網やタコ空縄、ツブカゴ等の沿岸漁業が盛んに行われている。夏季よりも冬季に底刺し網の設置数は増加し、特に日高湾海域ではスケトウダラ親魚を対象とした底刺し網が大量に敷設されるため、トロール網の曳網を非常に困難にする。

計量魚探機で発見した魚群の魚種・サイズ確認のためには、それをトロール網によって採集し、実際に確認する作業が必須であるが、そのために漁具被害が発生したり、沿岸漁業者とトラブルを起こしては、調査の実施自体が危ぶまれることにもなる。よって、調査の実施にあたり、事前に各沿岸漁業協同組合と連絡をとり、漁具の敷設状況についての情報を収集し、曳網可能な海域があるかどうかについて事前に調べておくことが望ましい。その結果、どうしても曳網が困難な状況においては、魚種確認を中止せざるを得ない。

1.3.3 ABC算定のための時間的制約

現行のTAC制における資源評価のスケジュールでは、8月中には各魚種、系群毎のABCを確定する必要がある。ABCは、まず地域ブロックで検討が行われ、その結果を全国資源評価会議において再度検討し、承認を得た時点で確定となる。よって、地域ブロックでの

ABC算定は遅くとも7月中旬までには終了しなければならない。一方、音響資源調査から得られる若齢魚の年級別現存量推定値は、そのまま評価に用いられるのではなく、VPAのチューニングのためのデータとして用いられることになるため、VPAチューニング作業に掛かる時間を見てもおく必要がある。さらに、音響資源調査によって得られた音響データを、年齢別の現存量に変換する作業にさらに数日～1週間程度掛かることを考慮すると、7月のごく早い時期には調査を全て終了し、その後すぐにデータ解析、年齢別現存量推定作業に入る体制を整えておく必要がある。

1.4 考 察

本章では、音響資源調査を実施するうえで事前に検討・検証しておくべき諸条件のうち、音響調査に直接あるいは間接的に影響を与える調査機器および調査船の性能あるいは特性と、調査の実施時期に影響を与える外的な諸条件の2点について検討を行った。

計量魚探機および調査船の特性としては、アンプゲインの測定および校正、航走雑音の測定および航走減衰の3項目について検討を加えた。アンプゲインの測定値の変動幅は最大で2 dB程度で、また120kHzのシステムにおいて2001年1月以降アンプゲインが低下傾向にある点が示された。しかし、極端なアンプゲインの変化は見られず、各校正時に適切に校正が行われている限りにおいては、特に問題はないと考えられた。

38kHzの測定系において得られた航走雑音測定結果および航走減衰特性は、本船を用いて音響資源調査を行う場合の航走方法についての示唆を与えるものであった。すなわち、風波を船尾側から受ける航走が可能な場合には航走雑音レベルが低くなる7～9ノットで航走し、また風波を船首方向から受けながら航走しなければならない状況では、船速をあらかじめ5～6ノットまで落とすなど、風向と海況に応じて船速を大きく変更することによって、航走雑音と航走減衰の影響が共に小さい状態での調査の実施が可能となる。また、調査の時期および調査海域における風向等があらかじめ分かっている場合には、風波を船尾側から受けて航走できるような定線配置を行い、また調査の現場においても、その時の海況・風向などに応じて航走方向を変更することができれば、航走減衰の影響をできる限り除いた状態で、音響資源調査を行うことが可能と判断された。特に航走減衰については、泡切れなどのように、気泡による減衰を体感するレベルより前の船速から徐々に発生しつつある可能性が示唆された。したがって、実際の調査時においては、できる限り風波を

船尾側から受ける形での航走を行い、また風波が強い気象条件下では船速を十分に下げるなど、気泡による減衰の影響を減じるような方策が必須である。

一方、120kHzの測定系では、雑音レベルは-140dB付近を示し、船速や測定時期による変化がほとんど見られなかったが、エコーグラム上で雑音を確認され、Svモードではいずれの船速であっても水深100m以深に雑音の影響が現れていることが明らかとなった。これは、航走雑音というよりも電気的な雑音の影響である可能性が高く、船速を調整しても状況を改善することは困難であった。本研究では、38kHzの測定系を主に用いた測定を行うため、120kHzの測定系における諸条件はさほど重大な制限要因にはならないが、もし同じ航走で得られた120kHzのデータを用いた解析を行う場合には、その有効探知深度に関して38kHzに比べて厳しい制約が付くことを考慮すべきであろう。

天候やその他の外的条件による調査実施上の季節的条件、あるいは制約については、気象的な条件、他の漁業との関係、資源評価上の時間的制約の3つの異なる条件面からそれぞれ検討した。このうち最も重要な条件は、調査の結果がABC算定に活かされるということであるが、同時に調査の遂行が容易、あるいは可能な時期であることも重要な条件である。気象的な条件、他の漁業との関係、資源評価上の時間的制約と3つの異なる条件面から検討した結果、見いだされた調査時期は、海が凪ぎ、流し網漁業とも重ならず、かつABC算定に間に合う6～7月の初夏の時期が、最も好適か

つ妥当な調査時期と考えられた (Fig. 13)。

第2章 北海道太平洋沿岸におけるスケトウダラの分布特性と年齢別現存量推定

調査対象魚種の生態的特徴は、音響資源調査の設計や実施に大きく影響を与える。例を挙げると、音響資源調査では、魚群が表層あるいは海底付近のデッドゾーンに分布しない季節、時間帯を選んで調査を行うことが、現存量推定の精度を向上させるうえで効果的である (Aglen, 1994)。スケトウダラの場合には、魚群の日周鉛直移動などの行動特性を事前に調べる必要がある。また、調査で求めた年齢別現存量の推定値が、資源全体での年級豊度の代表値となるためには、その資源における年齢別の分布や移動・回遊パターンを把握したうえで、適切な調査範囲や時期を設定する必要がある。しかしながら、本研究を開始した1996年当時は、北海道太平洋側海域における着底期以降のスケトウダラ若齢魚の分布生態に関する知見は、噴火湾湾口部海域 (佐々木、長澤, 1993)、および道東海域の陸棚沖合および上部斜面域 (渡辺ら, 1993) を除いてほとんど明らかにされていない状態にあった。そこで本研究では、音響資源調査によってスケトウダラ若齢魚群の年齢別分布生態の把握、およびその現存量推定を同時に行い、双方の結果を互いにフィードバックさせながら調査設計の改善を行った。

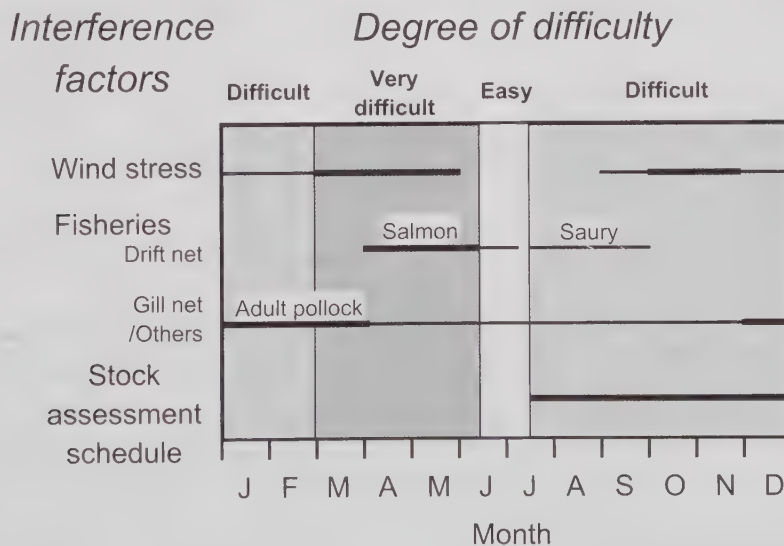


Fig. 13. Degree of difficulty to conduct the acoustic survey of walleye pollock in the Doto area in relation to several interference factors. Both the thickness of the horizontal lines of interference factors and the density of the shading indicate the degree of obstacle to carry out the acoustic survey in each season/month

Table 4. Survey period and method, acoustic equipment, area covered and the number of trawl tows carried out during each survey

Period	Research vessel	Survey method	Acoustic equipment	Survey area	No. of transect	No. of Trawl tows	Notes
24 Jun.-5 Jul. 1996	Wakataka maru	Echo sounder with midwater trawl	Kaijo KFC-2000 (38 kHz)	Doto	18	12	
27 Aug.-6 Sep. 1996	Yoko maru	Echo sounder with midwater trawl	Simrad EK-500 (38 kHz)	Doto	18	12	For comparison of fish distribution at age in Doto with June 1996
5-26 Dec. 1997	Kaiyo-maru No.3	Echo sounder with midwater trawl	Simrad EK-500 (38 kHz)	Doto	18	17	Only the data recorded in nighttime was used for the analysis.
6-20 Jan. 1998	Kaiyo-maru No.3	Echo sounder with midwater trawl	Simrad EK-500 (38 kHz)	Doto	18	17	Only the data recorded in nighttime was used for the analysis.
11-23 Jul. 1998	Kaiyo-maru No.3	Echo sounder with midwater trawl	Simrad EK-500 (38 kHz)	Doto	19	24	Half a month later than the usual survey conducted in early summer.
7-29 Jan. 1999	Kaiyo-maru No.3	Echo sounder with midwater/bottom trawl	Simrad EK-500 (38 kHz)	Doto	19	16 (+9*)	
16 Jun.-1 Jul. 1999	Kaiyo-maru No.3	Echo sounder with midwater/bottom trawl	Simrad EK-500 (38 kHz)	Doto	19	30	Transects off Nosappu in nighttime were omitted due to commercial driftnet operations.
5-31 Jan. 2000	Kaiyo-maru No.3	Echo sounder with midwater/bottom trawl	Simrad EK-500 (38 kHz)	E. Hidaka Bay Doto	11 19	- 26	
16 Jun.-5 Jul. 2000	Kaiyo-maru No.3	Echo sounder with midwater/bottom trawl	Simrad EK-500 (38 kHz)	E. Hidaka Bay Doto	11 19	8 25	
6-31 Jan. 2001	Kaiyo-maru No.3	Echo sounder with midwater/bottom trawl	Simrad EK-500 (38 kHz)	W. Hidaka Bay E. Hidaka Bay Doto	7 11 19	- - 17	
13 Jun.-1 Jul. 2001	Kaiyo-maru No.3	Echo sounder with midwater/bottom trawl	Simrad EK-500 (38 kHz)	W. Hidaka Bay E. Hidaka Bay Doto	7 11 19	12 8 30	
21-30 Jul. 2001	Kaiyo-maru No.3	Echo sounder with midwater/bottom trawl	Simrad EK-500 (38 kHz)	Doto	19	33	For comparison of fish distribution at age in Doto with June 2001
6 Jun.-4 Feb. 2002	Kaiyo-maru No.3	Echo sounder with midwater/bottom trawl	Simrad EK-500 (38 kHz)	W. Hidaka Bay E. Hidaka Bay Doto	7 11 19	- 2 25	

*Small bottom beam trawl for age-0 pollock in shallow area.

材料と方法

調査は、1996年6月から2002年1月までの間、毎年1月および6月の2回ずつ実施した (Table 4)。ただし、1997年については1月、6月共に欠測となった。また1998年の初夏の調査については、調査船のスケジュールの関係で、例年の6月ではなく7月に実施した。さらに、1カ月程度の短期間における魚群分布パターンおよび現存量推定値の変化を捉える目的で、通常の1月および6月の調査の他に、1996年8月、1997年12月および2001年7月にも同様の調査を行い、結果の比較

を行った。調査に使用した船舶および計量魚探機は、1996年6月の調査では東北区水産研究所所属の若鷹丸と (株)カイジョー製KFC-2000、1996年8月の調査では西海区水産研究所所属の陽光丸とシムラッド社製EK-500、そして1997年12月以降の調査では日本海洋株式会社所属の第三開洋丸およびシムラッド社製EK-500を用いた。3船ともスターントロール型の漁業調査船で、いずれの船に搭載されていた計量魚探機においても、38kHzと120kHz、さらにKFC-2000では200kHzも含めて複数の周波数による測定が可能であった。調査

時には全ての周波数についてデータの収録を行ったが、本研究では基本的に38kHzによって収録されたデータのみを量的な評価に用いた。

調査海域は、1996から1999年までの間に実施した調査では、襟裳岬から納沙布岬に至る水深50m以深から水深500mまでの陸棚および陸棚斜面域に設定した (Fig. 14)。その後、2000年以降の調査では、道東海域に加えて日高湾東部の大陸棚および上部斜面域を調査対象海域に含め、さらに2001年以降は噴火湾内を含む北海道太平洋側海域全域へと調査海域を拡大した。道東海域の陸棚および陸棚斜面域を調査開始当初の調査海域として設定した理由は、道東海域がスケトウダラ未成魚の主要な漁場であり (小林, 1985)、特に若齢魚が多く分布することが予想されたこと、さらに1980年代前半に道東陸棚域に分布する0歳魚の資源量指数とスケトウダラ太平洋系群全体としての年級豊度との間に有意な相関が見られ (Miyake *et al.*, 1996)、道東陸棚域に分布するスケトウダラ若齢魚の分布量がスケトウダラ太平洋系群全体における若齢魚の年級豊度を代表することが期待されたことなどによる。また道東海域の陸棚縁辺部および斜面域では以前から沖底の操業が行われており、トロール曳網を伴う資源調査の導入が比較的容易と予測されたことも道東海域を選択する理由の一つであった。その後、トロール曳網を含む調査手法が確立され、また計量魚探機とトロール曳網を併用する資源調査への漁業者の理解が得られるようになった時点で、商業オッタートロール操業が行われていない日高湾海域へと調査海域を徐々に拡大した (Table 4, Fig. 14)。

音響資源調査における航走定線の設定は、どのような解析方法を採用するかによって大きく異なる。本調査

の設計にあたっては、近年音響資源調査の解析に多用されている空間統計学の手法の一つである1-D Transitive法 (Petitgas, 1993) の適用を前提として定線を配置した。すなわち、スケトウダラの分布域を含むと想定される水深50~500mまでの陸棚および陸棚斜面域に、等深線と垂直となる方向で8マイル間隔で平行に調査定線を配置し、これらの定線上を、昼間と夜間の2回、計量魚探機を作動させながらそれぞれ一定の速度で調査船を航走させ、データを収録した。調査開始当初は同海域におけるスケトウダラ若齢魚の日周鉛直移動については不明な点が多かったが、魚種によっては魚群の鉛直移動が起こり、TSに時間変化が生じることが知られており (MacLennan and Simmonds, 1992)、北海道太平洋海域に分布するスケトウダラにおいても、日没と連動する生態的な変化が予想された。そこで、調査時間帯に応じた現存量推定値の変動の有無をみるため、便宜的に日没1時間後から日没1時間前までを昼間、日没1時間後から日出1時間前までを夜間とし、その時間内に昼夜それぞれについて同一定線上を航走し、音響データを収録した。なお、日没を挟んで前後1時間ずつの時間帯は定線航走を実施しないようにした。

定線航走時の船速については、第1章で解析した雑音測定および航走減衰測定の結果を受け、最も好適な測定条件が得られる8~10ノット付近とした。ただし、荒天時にはエコーグラムに泡切れが生じない船速まで速度を落として航走した。また、風波を船首側から受ける条件において航走減衰がより多く発生することから、できる限り風波を船尾側から受けながら航走するよう、現場の気象条件に合わせて定線の航走方向を適宜変更した。

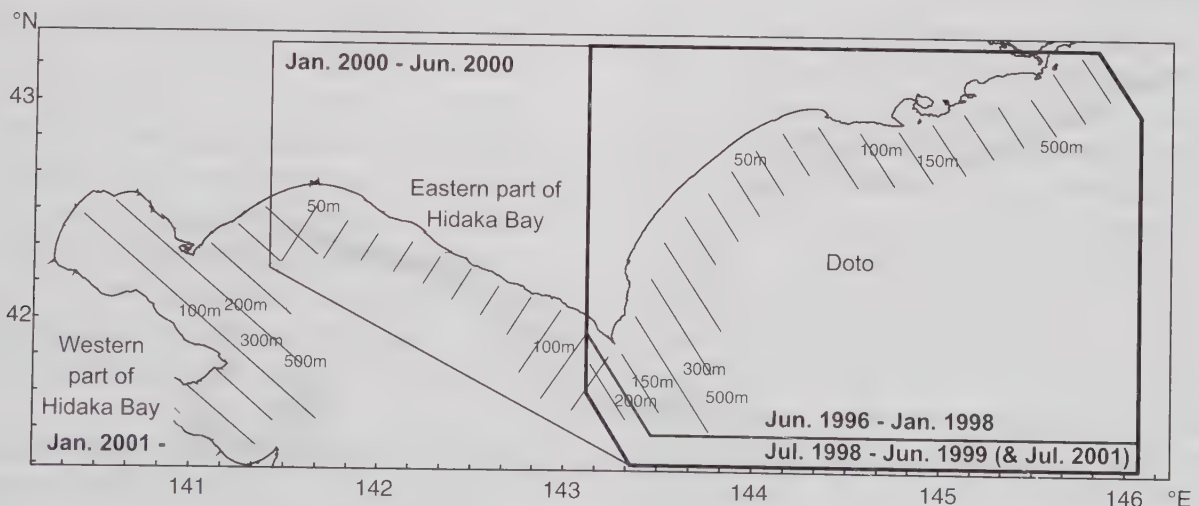


Fig. 14. Survey area at each survey period

また、昼間の定線航走時には、CTD、X-CTD (expendable conductivity-temperature-depth meter; 使い捨て電気伝導度水温深度計) やXBT (expendable bathythermograph; 使い捨て水深水温計) による海洋観測を実施した。さらに、昼間の定線航走において魚群反応が現れた場合には、その魚種・サイズ組成を判断するためにその場で一旦定線航走を中断し、トロールによる漁獲試験を行った。1998年以前に実施した調査では、トロール曳網による漁具被害の発生を危惧し、中層トロールのみによる漁獲試験を実施した。しかし、海底直上もしくは着底して分布する魚群反応も多く出現することから、1999年以降の調査では着底曳網と中層曳網の両方が可能なトロール網を使用し、対象魚群の分布深度や遊泳層に応じた曳網を行った (Table 4)。なお、夜間は周囲の漁具敷設状況の確認が困難なため、漁獲試験は実施しなかった。同様に冬季の日高湾および噴火湾海域についても、スケトウダラ成魚を対象とした底刺し網が多数設置されているため、襟裳岬周辺の一部を除いて、漁獲試験は実施しなかった。

漁獲試験によって得たスケトウダラ標本群は、二重抽出法 (田中, 1985) に則って年齢組成を推定した。船上で標本群毎に300尾を上限として体長穿孔により尾又長組成を測定し、さらに標本群毎に100尾を上限に体重・性別などを含む精密測定を行った。1997年以降の調査では、精密測定の際に標本から耳石を摘出し、黒色樹脂包埋法 (八吹, 1994) により包埋、切断を行い、実体顕微鏡下で年齢査定を行った。複数の人間による読み合わせを行い、査定結果が合わない個体については最大3回読み合わせを繰り返し、年齢を確定した。得られた年齢-尾又長相関表 (Age-Length Key) に基づき、体長穿孔により測定した300尾分の尾又長組成を各年齢群に分解し、標本群毎にスケトウダラ魚群における年齢組成および年齢別体長組成を作成した。なお、1996年6月および8月に実施した調査では、耳石による年齢査定を行わなかったため、標本群の尾又長組成から年齢組成を推定した。年齢別の平均尾又長 $\overline{FL}$ とその母標準偏差 σ_{FL} をSawada *et al.* (1993) の平均 σ_{bs} と尾又長の関係式に代入することによって、年齢別の平均 σ_{bs} ($\overline{\sigma_{bs}}$ と表記) を求めた:

$$\overline{\sigma_{bs}} = Ts_{cm} \cdot \left(\overline{FL}^2 + \sigma_{FL}^2 \right) \quad (2.1)$$

ここで、 Ts_{cm} は尾又長の2乗で基準化されたTSの線形表記である。この際、スケトウダラの基準化TSとしては $Ts_{cm} = -66.0\text{dB}$ (Foote and Traynor, 1988) を用いた。また $\overline{\sigma_{bs}}$ を常用対数変換し、dBで表す場合には、 TS_{AVG} と表記した。

音響資源調査によって得られた魚群分布情報からのスケトウダラと思われる魚群反応の抽出および s_a 算出には、1996年6月のデータについてはシーズ・ラボ製二次積分ソフトEI2ndを、また1996年8月以降のデータについてはシムラッド社製二次積分ソフトBI-500を用いた。この際、二重に航走した重複部、泡切れなどで解析に足る品質に至らなかったデータなどの除去も行った。その後、個々の魚群反応と標本群の対応づけを行い、魚群反応毎に算出した s_a を、対応させた標本群におけるスケトウダラの年齢組成および年齢別 $\overline{\sigma_{bs}}$ を用いて各年齢群に分解した。 s_a の各年齢別分布密度への変換方法は、下式の通りである:

$$D_i = \frac{s_{ai}}{\sigma_{bsi}} = s_a \cdot \frac{p_i \cdot \overline{\sigma_{bsi}}}{\sum_{i=0}^{\text{Max}} (p_i \cdot \overline{\sigma_{bsi}})} \cdot \frac{1}{\sigma_{bsi}} \quad (2.2)$$

ここで、 i : 年齢

D_i : 年齢 i の年級の1 m^2 あたり分布尾数

s_{ai} : 年齢 i に分配された s_a

p_i : 年齢 i の個体の割合

$\overline{\sigma_{bsi}}$: 年齢 i における $\overline{\sigma_{bs}}$

以上の操作により、積分区間毎のスケトウダラ各年齢群別の単位面積 (本研究では1 m^2 に設定) あたりの分布尾数を得た。この方法で得られた年齢別分布密度は、その分布位置における魚群内の年齢組成および年齢別平均尾又長の違いを全て反映した値となる。なお、漁獲試験を行わなかった魚群反応については、魚群の分布する水深帯や魚群間の距離を考慮しながら周辺海域における魚群分布パターンを類推し、隣接する定線において実施された漁獲試験の結果を当てはめた。

その後、定線毎、年齢群毎に分布尾数を足し合わせ、定線毎の年齢別分布尾数を算出した:

$$N'_{ik} = \sum_{j=1}^{\text{Max}} D_{ijk} \cdot \text{ESDU} = \sum_{j=1}^{\text{Max}} D_{ijk} \cdot 185.2 \quad (2.3)$$

ここで、 i : 年齢

j : 定線長中のESDUの順番

k : 定線の番号 (定線が複数ある場合)

N'_{ik} : 定線 k の直下に相当する長方形

(幅1 m 、長さ $j_{\text{Max}} \cdot 185.2\text{m}$) に分布する年令 i の分布尾数

D_{ijk} : 定線 k の j 番目の単位積分距離 (ESDU) における、年齢 i の年級の1 m^2 あたり分布尾数

この時点で、定線毎の年齢別分布尾数が算出される。

このようにして得られた各定線直下における年齢別の現存量推定値に、本調査において設定した定線間隔8カイリ=14,816 m を乗じ、調査海域全体での年齢別現

存量を算出した：

$$N_i = S \cdot \sum_{k=1}^{\text{Max}} N'_{ik} = 1852 \cdot 8 \cdot \sum_{k=1}^{\text{Max}} N'_{ik} \quad (2.4)$$

ここで、 N_i ：調査エリア内に分布する年齢 i の分布尾数

S ：定線間の距離

なお、推定値の標準誤差 (SEM) の算出には 1-D Transitive 法を用いたが、その詳細については第 4 章で論じた。

結 果

定線航走および漁獲試験の実施状況

調査対象とした海域の範囲および各海域における漁獲試験の回数を Table 4 に示した。6～8 月に実施した調査では、1999 年 6 月の調査において調査海域東端の納沙布岬沖に設定した調査定線がサケマス流し網漁業と競合し、夜間の定線航走の一部が欠測となったことを除いては、大きな問題もなく調査を遂行することができた。一方 12～1 月に実施した調査では、初夏の調査時に比べ風波が大きく、泡切れを回避するために頻繁に船速を減速したり、海上が静穏になるまで調査を中断する必要に迫られた。また、1997 年 12 月の調査では漁獲試験の実施に際して漁業者とのトラブルが発生するなど、初夏の調査に比べ調査条件としては過酷かつ困難であった。漁獲試験の実施頻度については、調査の初年度に当たる 1996 年 6 月および 8 月に実施した調査では、調査期間も短く、かつ道東海域における漁具の敷設状況に関する知見も少なく、さらに同海域においてトロール曳網によるスケトウダラ若齢魚の漁獲の経験がなかったこともあり、それぞれ 12 回ずつの漁獲試験しか実施できなかった (Table 4)。その後、漁具の敷設情報の蓄積や、同海域におけるトロール曳網の習熟などに伴い、1997 年 12 月以降は、調査を実施する毎に漁獲試験の回数は徐々に増加した。それでも、冬期の調査では敷設漁具が増加するため、漁獲試験は初夏の調査に比べて少ない回数に留まった (Table 4)。なお、1998 年以前の調査においては、トロール曳網が困難な海域に分布する魚群反応に対して曳航式刺し網 (塩出ら, 1997) およびサビキ釣りによる生物採集も試みたが、いずれも統計的に十分な数の標本を集めることができなかったため、今回の解析には用いなかった。

1996 年度に実施した音響資源調査において得られた魚群反応の年齢組成

1997 年 12 月以降に実施した調査においては、耳石年輪を用いた年齢査定の結果に基づき、計量魚探機で得

た魚群反応を各年齢へ分配した。しかし、1996 年 6 月および 8 月に実施した調査では、耳石を用いた年齢査定を行わなかった。そこで、これらの 2 調査分のデータについては、耳石による年齢査定の代わりに、船上での体長穿孔によって得た標本群別の尾叉長組成を直接用いて年齢組成および年齢別平均尾叉長を推定し、計量魚探機で捉えた s_a の各年齢群への分解および尾数変換を行った。Fig. 15 に、1996 年 6 月の調査で得られたスケトウダラと考えられる魚群反応の s_a と漁獲試験の実施位置を、また Fig. 16 上図に各漁獲試験で得られたスケトウダラの尾叉長組成を示した。Fig. 16 上図に示した尾叉長組成から、同調査において漁獲したスケトウダラは、尾叉長 15～22cm、23～34cm および 35cm 以上と、3 つのサイズクラスに分かれた。一方、1980～1996 年に道東海域において沖底で漁獲されたスケトウダラ標本から算出した、Bertalanffy の成長式および体長 (BL) と尾叉 (FL) の関係式 (八吹, 未発表)：

$$\begin{aligned} BL &= 565(1 - e^{-0.22927(t+0.54416)}) \\ FL &= 1.077BL + 0.32 \end{aligned} \quad (2.5)$$

を用いて、6 月時点における各年齢群の平均尾叉長を計算すると、それぞれ 1 歳: 206mm、2 歳: 288mm、3 歳: 354mm と推定された。これらの値は、Fig. 16 上図において見られた 3 つのサイズクラスにおける尾叉長の範囲にそれぞれ対応することから、Fig. 16 上図でみられた 3 つのサイズクラスは、小さい側から順にそれぞれ 1 歳、2 歳および 3 歳以上の年齢群に相当すると考えられた。続いて、漁獲試験を実施した位置が陸棚域か陸棚斜面域かによって尾叉長組成に違いが見られるかどうかについて検討した。その結果、陸棚斜面域で曳網されたトロール標本群 (Fig. 15) のうち、MT-6 および MT-11 では尾叉長 25cm 以上の 2 歳魚以上と考えられる個体が多数見られたのに対して (Fig. 16 上図)、陸棚上での曳網では、MT-5 の標本において 1 歳魚と 2 歳魚と考えられる個体がほぼ 1:1 の割合で混在した以外は、全ての曳網において尾叉長 25cm 以下の 1 歳魚と考えられる個体のみが漁獲された (Fig. 16 下図)。1996 年 6 月に実施した調査では、漁獲試験の回数が少なく、かつスケトウダラ 1 歳魚主体と考えられる魚群反応が道東陸棚域一帯に連続的に分布していたことから (Fig. 15)、同調査結果の解析においては、計量魚探機で捉えられた個々の魚群反応に対して漁獲試験の結果を一つ一つで対応させた上で s_a を各年齢に分解する方法の適用は困難と判断した。そこで、陸棚域で漁獲されたスケトウダラの多くが 16～18cm 台にモードを持つ 1 歳魚主体であり (Fig. 16 下図)、かつ調査で得られた魚群反応が昼夜ともに陸棚域を中心に分布

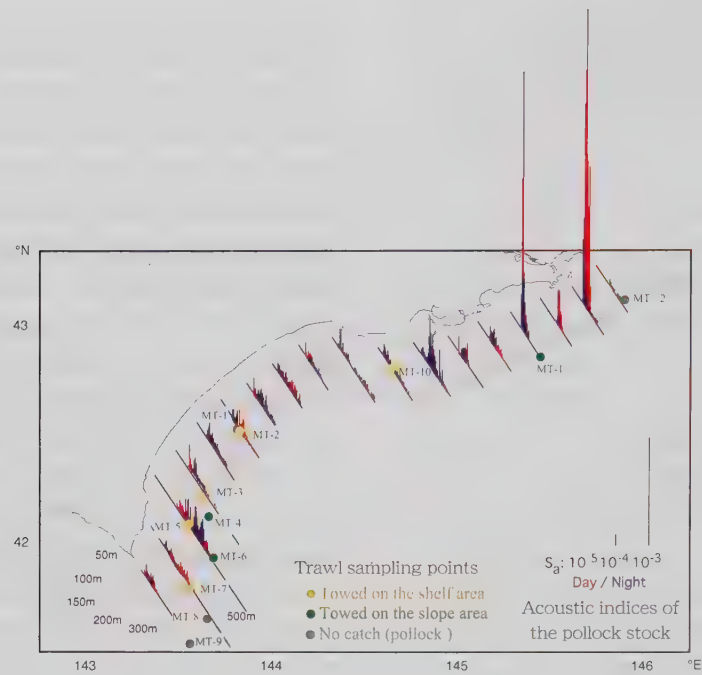


Fig. 15. Transects, trawl sampling points and the acoustic abundance indices (expressed by s_a) of walleye pollock in the Doto area in June 1996

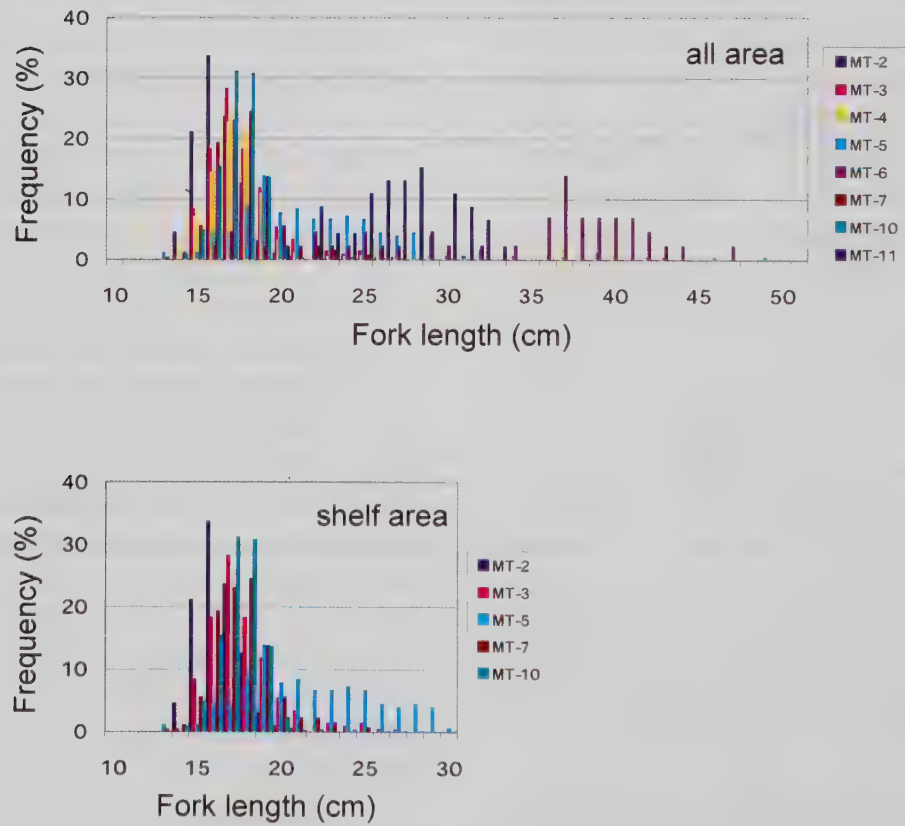


Fig. 16. Length frequencies of walleye pollock that were caught by trawl tows in the Doto area in June 1996. Upper: all area; lower: continental shelf area

し、2歳魚以上の個体が漁獲された陸棚斜面域における魚群反応が相対的に少なかったことから、同調査において計量魚探機で捉えられたスケトウダラ魚群反応の大半が1歳魚主体の年齢組成であったものと仮定した。そして、陸棚域で得られた標本群において1歳魚に相当する尾叉長範囲に含まれる個体の平均尾叉長: 17.5cmを(2.1)式に代入して $TS_{Avg} = -41.1dB$ を求め、さらにその値を(2.2)~(2.4)式に代入し、1歳魚の現存量に換算した。

1996年8月に実施した調査についても同様の方法により尾数換算を行った。計12回実施した漁獲試験のう

ち、50尾以上のスケトウダラが漁獲された曳網は5回(うちMT-6およびMT-7の2回は同一地点による曳網)のみで、その位置も釧路以西海域のみに限られた(Fig. 17)。各標本群におけるスケトウダラの尾叉長組成をみると(Fig. 18), MT-5においては尾叉長25cm以上の2歳魚と考えられる個体のみが、それ以外のMT-7, 8, および11では、尾叉長25cm以下の1歳魚と考えられる個体のみが漁獲されていた。ただし、MT-7, 8における尾叉長組成のモードが18~19cmであったのに対し、MT-11で漁獲された1歳魚は若干大きく、21cmモードであった。一方、計量魚探機で捉えた魚群

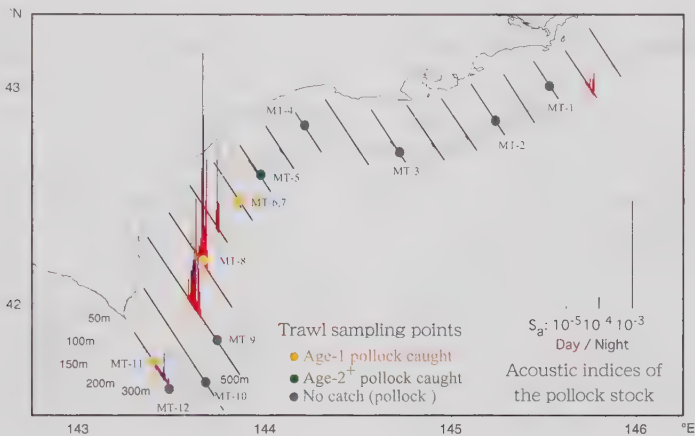


Fig. 17. Transects, trawl sampling points and the acoustic abundance indices (expressed by s_a) of walleye pollock in the Doto area in August 1996

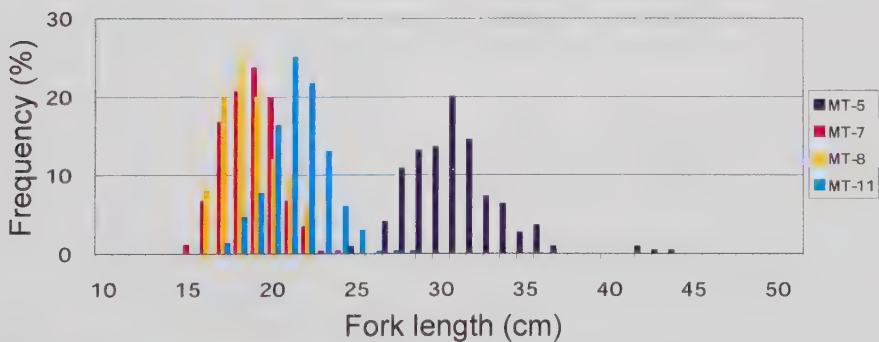


Fig. 18. Length frequencies of walleye pollock that were caught by trawl tows in the Doto area in August 1996

反応は、同年6月の調査時に比べ激減し、襟裳岬東岸の水深150~200mの付近にてまとまった魚群が見られるのみであった (Fig. 17)。また、2歳魚以上と考えられる個体が多く漁獲されたMT-5付近では、魚群反応はほとんど観察されなかった。以上の結果から、1996年8月の調査結果における魚群反応の解釈については、唯一まとまった魚群反応が得られた地点において漁獲されたMT-8における尾叉長組成のみを調査海域全体での魚群反応の年齢組成および平均尾叉長の判断に用いた。この平均 $FL=19.1\text{cm}$ を(2.1)式に代入して $TS_{\text{AVG}}=-40.4\text{dB}$ を求め、(2.2)~(2.4)式を用いて同年6月の調査と同様に全て1歳魚として現存量に換算した。

北海道太平洋岸海域におけるスケトウダラ若齢魚群の分布特性

上述したように、1996年に実施した調査では大量の1歳魚(1995年級)が道東陸棚域に分布し、加えて漁獲試験の実施回数および海域が共に限定されていたことから、陸棚域に分布する魚群反応の全てをスケトウダラ1歳魚と解釈して扱った。そのため、同年については2歳魚以上の年齢群の分布についての情報を得ることができなかった。しかし、1997年12月以降の調査においては、加齢に伴い1995年級が徐々に減少する一方で、漁獲試験の頻度が増加することにより、2歳魚以上の年齢群を含む年齢別の分布を捉えることができるようになった。なお、1997年12月および1998年1月に実施した調査については、昼間の航走で得られたエコーグラムに映る魚群反応の数および量が、夜間の航走時に比べて明らかに少なく、相当な過小推定になることが予想された。したがって、夜間の航走時に得られた魚探反応のみを解析に用いた。

調査によって多少の違いが見られたものの、北海道太平洋海域に分布するスケトウダラの魚群反応は、初夏の日高湾沿岸に分布する0歳魚を除き、主に道東および襟裳岬周辺の水深80~300mの陸棚域および陸棚斜面域で観察された (Fig. 19~31)。なお、Fig. 19~31における年齢別分布パターンの表記にあたり、年級によってその豊度に大きな差がみられたことから、表示のスケールを一部変更した。また、調査を実施した時期によって昼夜による魚群分布量の多寡に違いが生じ、6~7月中旬に実施した調査については、昼間に収録したデータに基づく現存量推定値が、夜間に収録されたデータに基づく現存量推定値よりも高かった。逆に7月下旬~8月および12~1月に実施した調査については、夜間に収録したデータに基づく現存量推定値の方が、昼間に収録したデータに基づく現存量推定値よ

りも高い値を示す傾向がみられた。そこで、Fig. 19~31では、より多くの魚群量を捉えることができた時間帯のデータ、すなわち6月の調査(1998年のみ7月)については昼間のデータを、また7~8月および12~1月の調査については夜間のデータに基づく年齢別分布パターンを示した。

本研究で主たる調査対象となるスケトウダラ若齢魚(初夏の調査では1, 2歳魚、冬季調査の場合は0歳も含む)は、いずれの季節においても、日高湾東部の襟裳岬西岸から道東の納沙布岬沖の陸棚域、80~200m深の範囲に多く出現した (Fig. 19~31)。多くの場合、若齢魚は釧路より西側の道東海域、特に襟裳岬周辺の陸棚域において多く出現した (Fig. 20~24, Fig. 27~31)。ただし、1996年6月 (Fig. 19) および1999年6月 (Fig. 25) の調査では、釧路より東側の海域において1歳魚の分布が多く確認され、また2000年1月 (Fig. 26) の調査では同じく釧路より東側の陸棚域に0歳魚群が多く分布するなど、調査時期によって例外も見られた。調査海域を日高湾東部まで拡大した後の2000年6月の調査では、道東海域だけではなく日高湾東部沿岸域においても1, 2歳魚の分布が確認された (Fig. 27)。日高湾東部海域における両年齢群の現存量推定値は、同期の道東海域における同一年齢群の現存量のそれぞれ0.65倍、1.27倍に相当した (Table 5)。しかし、翌2001年6月の調査 (Fig. 29) では、1歳魚以上の若齢魚の分布は襟裳岬周辺から釧路に至る道東陸棚域で多く観察され、日高湾沿岸域における分布量はごくわずかに留まった (Table 5)。

6月に実施した調査(1998年7月の調査を含む)では、噴火湾湾口部周辺海域から東部日高湾沿岸にかけて、大量のスケトウダラ0歳魚の分布が確認されたが (Fig. 27, 29)、同時期の道東海域においてスケトウダラ0歳魚の分布が確認されることはなかった (Fig. 19, 23, 25, 27, 29)。一方、2001年7月下旬に道東海域で実施した音響資源調査 (Fig. 30) では、1ヵ月前の2001年6月 (Fig. 29) には0歳魚の分布が確認されなかった襟裳岬東側~広尾にかけての水深30~50m付近のごく沿岸域において、大量の0歳魚群の分布が確認された。

12~1月の道東海域における調査では、初夏の調査で見られた1, 2歳魚に加え、0歳魚の分布も確認された (Fig. 21, 22, 24, 26, 28, 31)。日高湾海域においては、漁業との競合のため漁獲試験が実施できなかったものの、魚群反応の分布位置、水深およびスケトウダラ底刺し網漁業の漁況等からの類推によりスケトウダラ産卵親魚群と考えられる魚群反応が、噴火湾湾口部から日高湾の陸棚および斜面域にかけて分布する様子が捉えられた (Fig. 26, 28, 31)。なお、スケトウダ

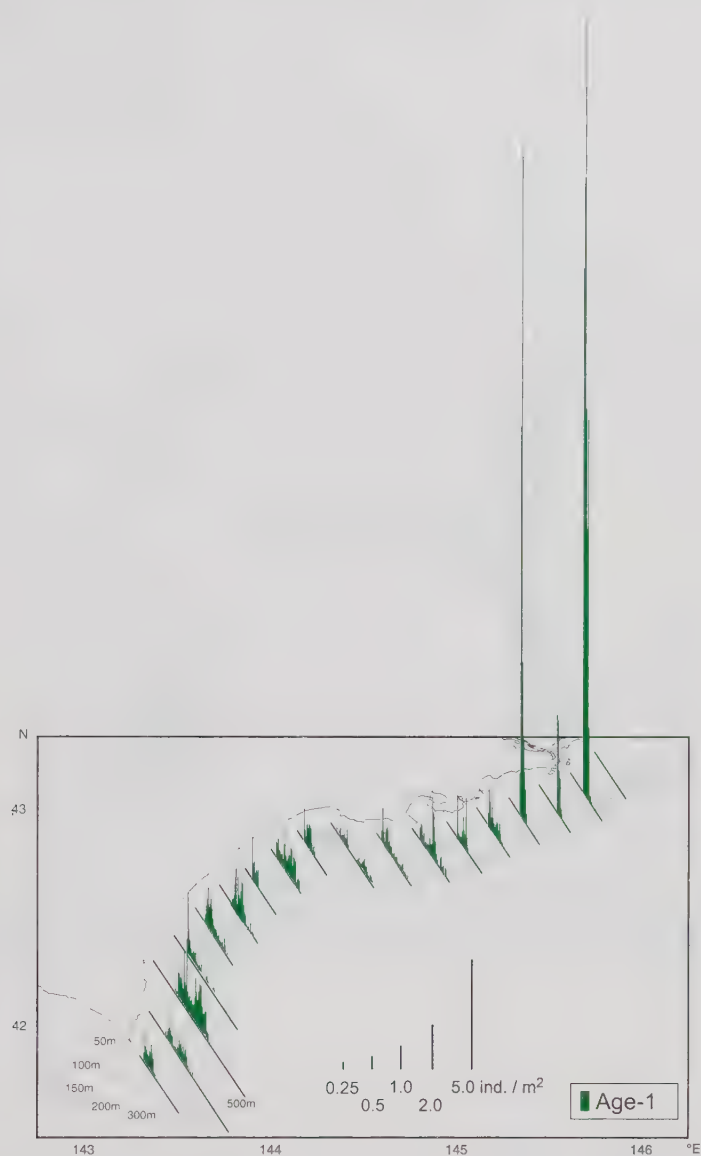


Fig. 19. Distribution pattern of age-1 walleye pollock in the Doto area in June 1996, estimated by acoustic survey during the daytime. Height of the green vertical bars indicates the density of age-1 walleye pollock. Because of the high abundance of age-1 walleye pollock compared with the other surveys, the height of bars are 1/10 scaled

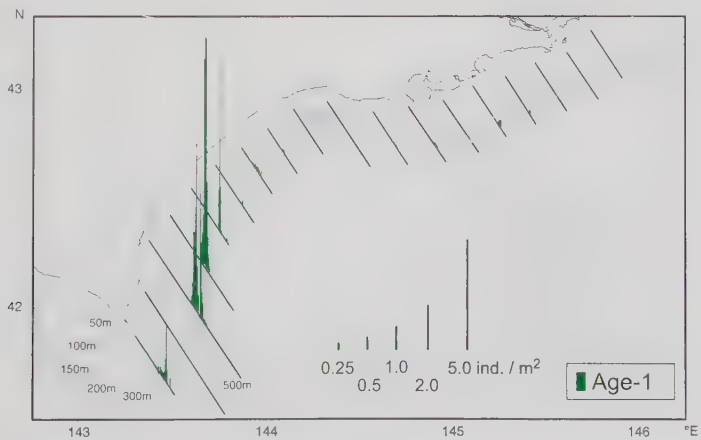


Fig. 20. Distribution pattern of age-1 walleye pollock in the Doto area in August 1996, estimated by acoustic survey during the nighttime. Height of the green vertical bars indicates the density of age-1 walleye pollock. Because of the high abundance of age-1 walleye pollock compared with the other surveys, the height of bars are 1/10 scaled

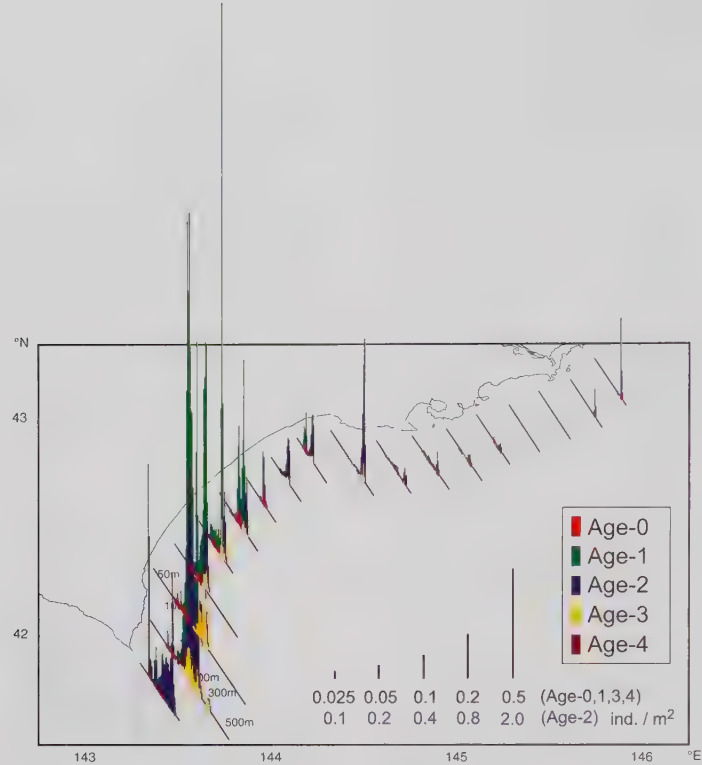


Fig. 21. Distribution pattern of walleye pollock for ages 0 to 4 in the Doto area in December 1997, estimated by acoustic survey during the nighttime. Height of the colored vertical bars indicates the density of walleye pollock at age. Because of the high abundance of age-2 walleye pollock compared with the other age groups, the height of bars for age-2 are 1/4 scaled

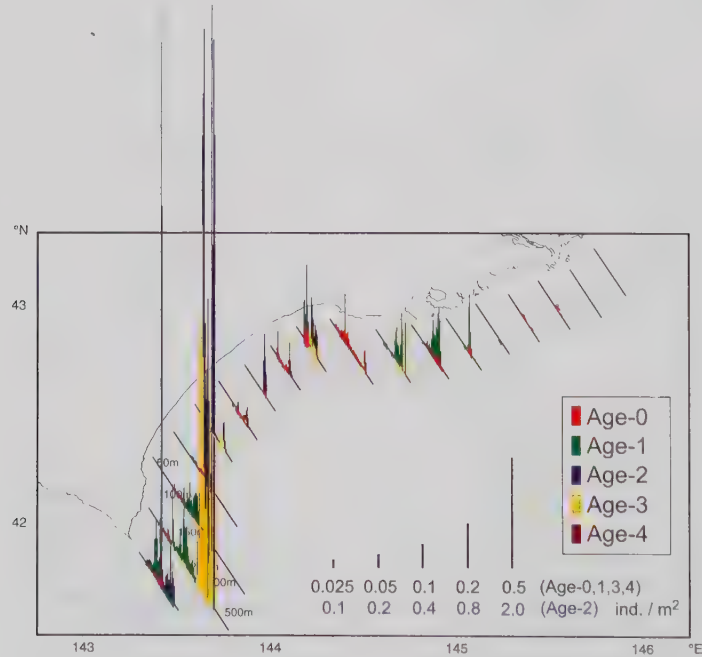


Fig. 22. Distribution pattern of walleye pollock for ages 0 to 4 in the Doto area in January 1998, estimated by acoustic survey during the nighttime. Height of the colored vertical bars indicates the density of walleye pollock at age. Because of the high abundance of age-2 walleye pollock compared with the other age groups, the height of bars for age-2 are 1/4 scaled

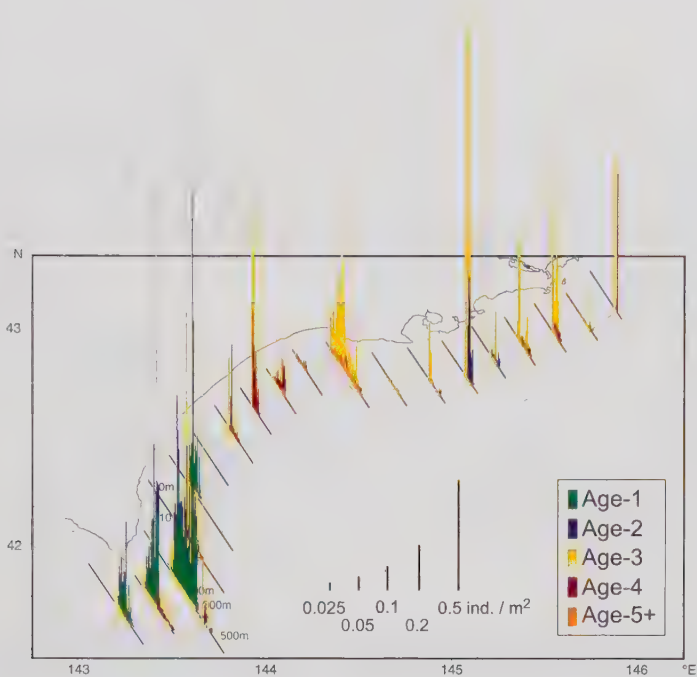


Fig. 23. Distribution pattern of walleye pollock for ages 1 to 5⁺ in the Doto area in July 1998, estimated by acoustic survey during the daytime. Height of the colored vertical bars indicates the density of walleye pollock at age

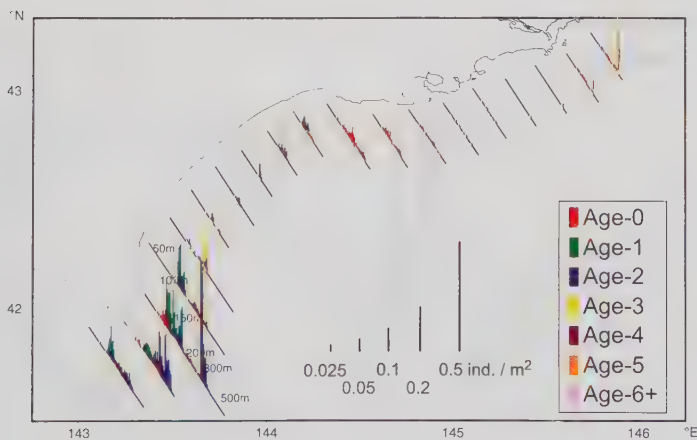


Fig. 24. Distribution pattern of walleye pollock for ages 0 to 6⁺ in the Doto area in January 1999, estimated by acoustic survey during the nighttime. Height of the colored vertical bars indicates the density of walleye pollock at age

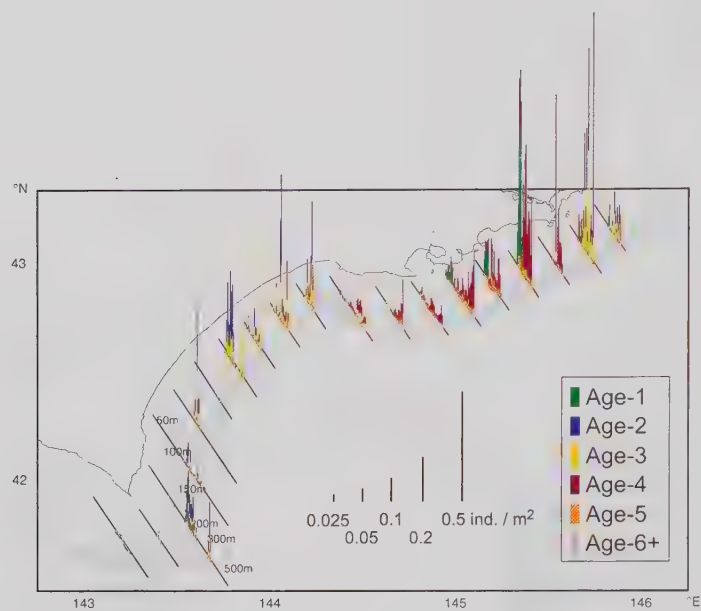


Fig. 25. Distribution pattern of walleye pollock for ages 1 to 6⁺ in the Doto area in June 1999, estimated by acoustic survey during the daytime. Height of the colored vertical bars indicates the density of walleye pollock at age

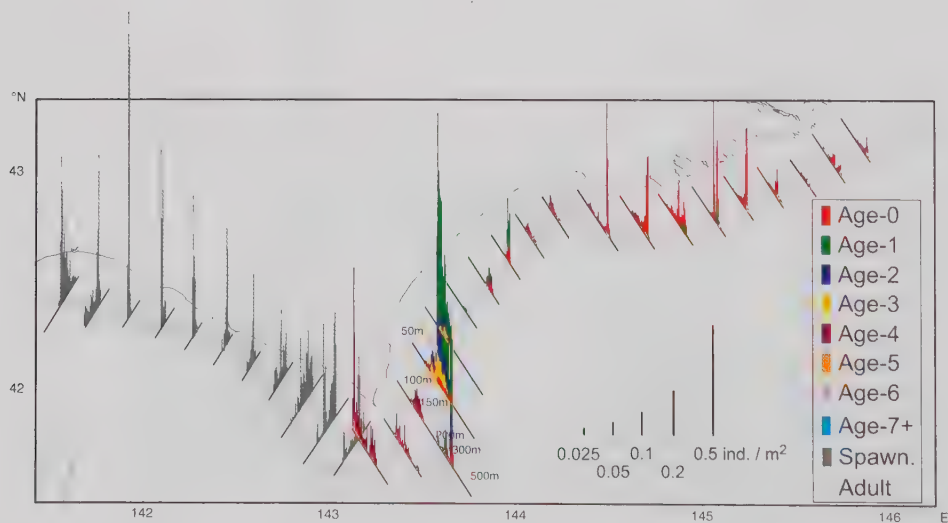


Fig. 26. Distribution pattern of walleye pollock for ages 0 to 7⁺ and spawning adults in the eastern part of Hidaka Bay and the Doto area in January 2000, estimated by acoustic survey during the nighttime. Height of the colored vertical bars indicates the density of walleye pollock at age

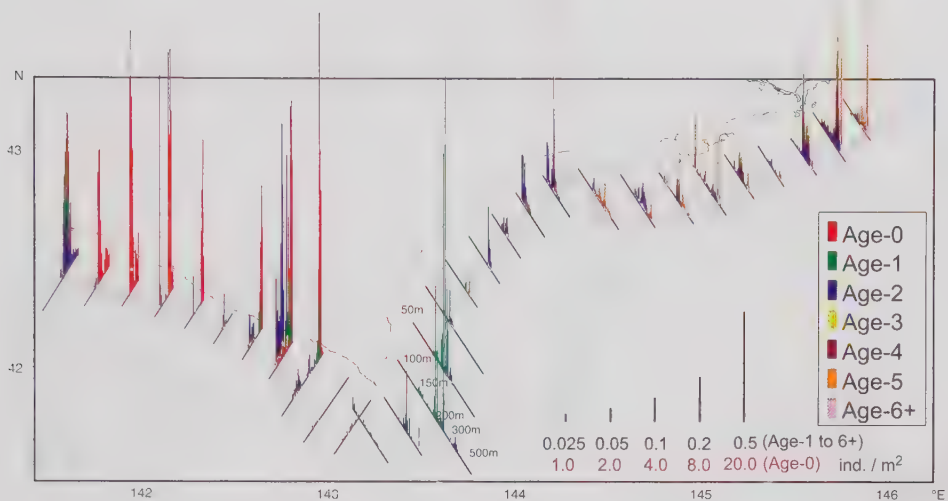


Fig. 27. Distribution pattern of walleye pollock for ages 0 to 6+ in the eastern part of Hidaka Bay and the Doto area in June 2000, estimated by acoustic survey during the daytime. Height of the colored vertical bars indicates the density of walleye pollock at age. Because of the high abundance of age-0 walleye pollock compared with the other age groups, the height of bars for age-0 are 1/40 scaled

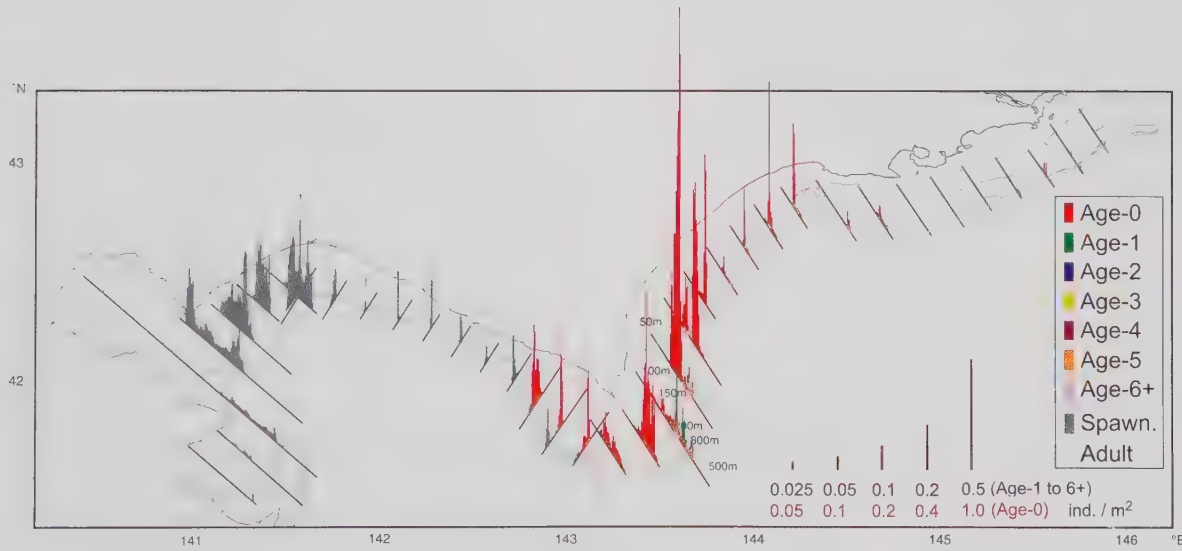


Fig. 28. Distribution pattern of walleye pollock for ages 0 to 6+ and spawning adults in Hidaka Bay and the Doto area in January 2001, estimated by acoustic survey during the nighttime. Height of the colored vertical bars indicates the density of walleye pollock at age. Because of the high abundance of age-0 walleye pollock compared with the other age groups, the height of bars for age-0 are 1/2 scaled

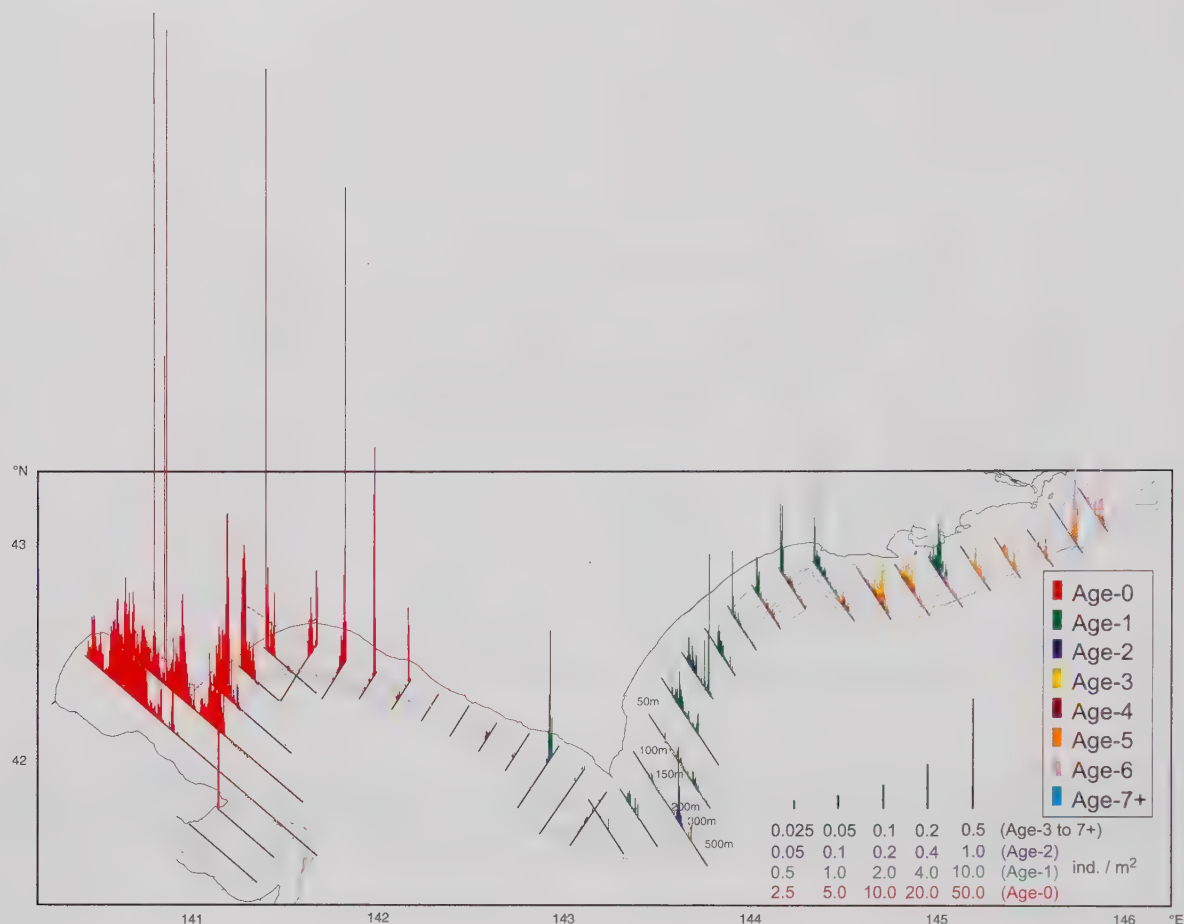


Fig. 29. Distribution pattern of walleye pollock for ages 0 to 7+ in Hidaka Bay and the Doto area in June 2001, estimated by acoustic survey during the daytime. Height of the colored vertical bars indicates the density of walleye pollock at age. Because of the high abundance of age-0 to 2 walleye pollock compared with the older age groups, the height of bars for age-0 are 1/100 scaled, age-1 are 1/20 scaled, age-2 are 1/2 scaled, respectively

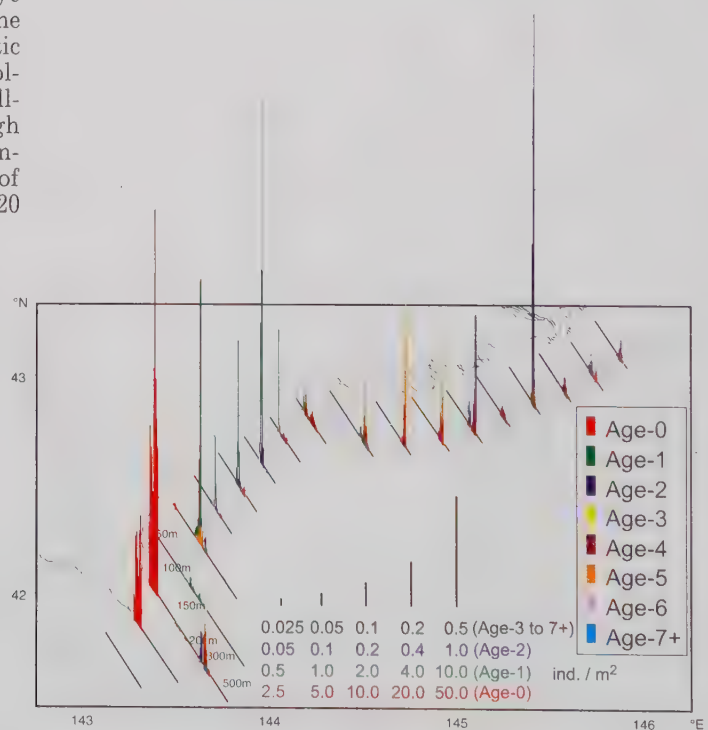


Fig. 30. Distribution pattern of walleye pollock for ages 0 to 7+ in the Doto area in July 2001, estimated by acoustic survey during the nighttime. Height of the colored vertical bars indicates the density of walleye pollock at age. Because of the high abundance of age-0 to 2 walleye pollock compared with the older age groups, the height of bars for age-0 are 1/100 scaled, age-1 are 1/20 scaled, age-2 are 1/2 scaled, respectively

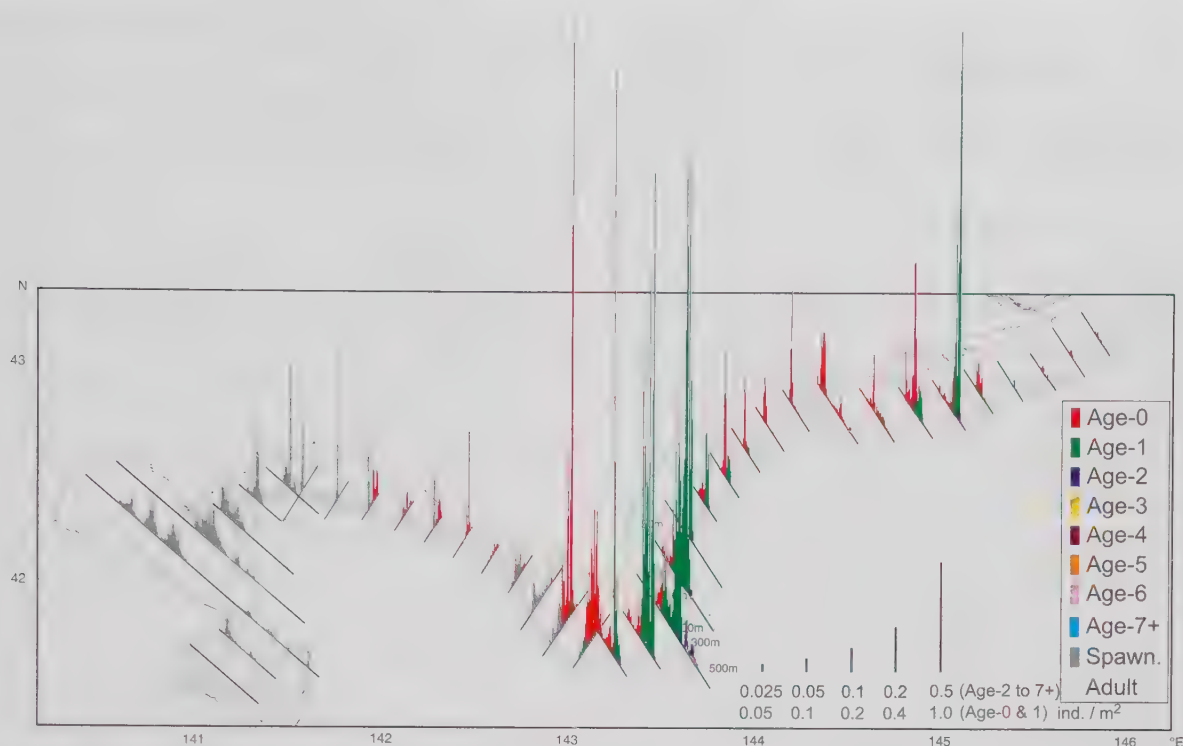


Fig. 31. Distribution pattern of walleye pollock for ages 0 to 7⁺ and spawning adults in Hidaka Bay and the Doto area in January 2002, estimated by acoustic survey during the nighttime. Height of the colored vertical bars indicates the density of walleye pollock at age. Because of the high abundance of age-0 and 1 walleye pollock compared with the older age groups, the height of bars for age-0 and age-1 are 1/2 scaled

ラ産卵親魚群と思われる魚群反応の量的表示にあたっては、漁獲試験による標本が得られておらず、直接的に尾叉長組成および平均TSを求めることができないため、以下に示す、当該海域における漁業によって得られた漁獲物の平均尾叉長を参考値として用いた。すなわち、2000年1月は静内沖ホッケ刺し網漁業におけるスケトウダラ混獲物の平均尾叉長451mmから $TS_{AVG} = -32.9\text{dB}$ を、2001年1月は室蘭沖で操業する沖底（かけまわし）によるスケトウダラ漁獲物の平均尾叉長435mmから $TS_{AVG} = -33.2\text{dB}$ を、また2002年1月は2001年1月と同じ値を使用した。

定線航走と併せて実施したトロール曳網による漁獲試験の結果、初夏および冬季のいずれの調査においても、浅い沿岸域に小型・若齢個体が多く分布し、沖合の陸棚縁辺部および陸棚斜面域に近づくほど大型・高齢の個体の割合が増加し、分布水深によってスケトウダラ魚群の年齢・サイズ組成が変化する傾向が見られた (Fig. 32)。一方、1996年6月および2001年6月の道東海域では、大量のスケトウダラ1歳魚（1995年級および2000年級）の魚群反応が、陸棚域にとどまらず、沖合の陸棚斜面域の中・表層まで連続的に分布する様子が観察された (Fig. 33, 34)。

いずれの海域・季節および年齢群においても、基本的には昼間に海底付近あるいは中層に密な魚群を形成

し、夜間に分散・浮上する日周鉛直移動が観察された (Fig. 32, 35, 36, 37)。特に、若齢魚においてその傾向は顕著で、1996年6月 (Fig. 35)、2001年6月 (Fig. 36) の調査では、昼間中層に分布するスケトウダラ1歳魚群が、夜間に表層付近まで浮上する様子が観察された。また、調査を実施した時期によって鉛直移動の範囲は大きく異なり、6月は近底層と表層の間で (Fig. 35, 36)、7月 (Fig. 37) および1月 (Fig. 32) には海底と中層の範囲で日周鉛直移動を行う様子が観察された。さらに、高齢・大型個体主体の魚群ほど着底傾向は強く、夜間においても海底付近に留まる個体が多く観察された (Fig. 36, 37)。

1996年および2001年の6月から7、8月にかけて道東海域で連続的に実施した調査から (Fig. 38, 39, 40)、時間の経過とともにスケトウダラの分布域が沖合へ移動する様子が観察された。1996年6月下旬に道東陸棚域に広く分布が確認されたスケトウダラ1歳魚（1995年級）は、同年8月の調査では分布域が襟裳岬南東部沖合の陸棚縁辺部および上部斜面域へと大幅に縮小した (Fig. 38)。また、2001年6月および7月に道東海域で実施した調査では、約1ヵ月の間に全ての年齢群において分布域が陸棚縁辺部あるいは陸棚斜面域上部へと移動し、かつ魚群の分布が狭い水深帯に集中する様子が観察された (Fig. 39, 40)。

一方、1997年12月および1998年1月の道東海域において実施した音響資源調査では、12月の時点では陸棚上に分布していた2歳魚（1995年級）の分布域が、1カ月の間により深い陸棚斜面域へ移動する様子が観察された（Fig. 41）。

スケトウダラ以外の魚種の分布

定線航走中、38kHzのエコーグラムにはほとんど何も映っていないにも関わらず、120kHzのエコーグラムにのみ強い魚群反応が出現する現象が観察された（Fig. 42）。中層トロールおよびボンゴネットによる標本採集の結果、これらはオキアミ類や動物プランクトン群集の反応と考えられた。動物プランクトンによると考えられる魚群反応は、夜間表層付近に分散して分布し、中・表層付近まで浮上したスケトウダラ魚群と混在する場合もしばしば観察された。

スケトウダラ若齢魚群と同時期に北海道太平洋海域に分布する魚種としては、1996年8月および1997年12月の調査時に道東陸棚域においてカタクチイワシの魚群の分布が確認された。昼間はイワシ類特有のまとまった魚群形状をしていることが多くみられたが（Fig. 43上、中図）、魚群によっては陸棚域の海底直上に層状に分布するものも見られた（Fig. 43下図）。また夜間は

スケトウダラと同様に分散して表層付近まで浮上する傾向がみられた。

水深300m以深の陸棚斜面域にはスケトウダラの魚群反応が出現することはほとんどなく、中深層性魚類やイトヒキダラの魚群反応が多く出現した。中深層性魚類の魚群反応は、スケトウダラの分布域よりも沖合側、陸棚斜面域の中層に、広範な雲状の反応として出現した（Fig. 44）。その分布位置および形状の特徴から、スケトウダラ魚群との判別は容易であった。イトヒキダラの魚群反応は主に水深300m以深の陸棚斜面域の海底直上に出現し、スケトウダラ魚群との間に比較的明瞭な境界をもって分布する場合が多く観察された（Fig. 45）。漁獲試験においても、分布の境界域付近における曳網では両種が混獲されることはあったものの、基本的にはどちらかの魚種に一方的に偏って漁獲される場合が多く、スケトウダラとイトヒキダラはある水深帯を境にそれぞれ別の魚群を形成していると考えられた。ただし、2種の分布の境界となる水深については季節や場所によって大きく異なり、特に釧路沖および襟裳岬周辺海域では、イトヒキダラの分布水深帯が水深200m以浅にまで至るケースもみられた（Fig. 45）。

Table 5. Standing stock of walleye pollock at age in the Pacific side of Hokkaido estimated from the acoustic surveys conducted in early–mid summer

Yr-class	Jun. 1996			Aug. 1996			Jul. 1998			Doto Jun. 1999			Jun. 2000			Jun. 2001			Jul. 2001		
	Day	Night	Age	Day	Night	Age	Day	Night	Age	Day	Night	Age	Day	Night	Age	Day	Night	Age	Day	Night	Age
1991							3.3	0.6	7												
1992							0.5	0.5	6												
1993							0.6	2.0	5	2.1	6.1	6+									
1994							31.6	35.4	4	16.1	18.4	5	5.0	13.5	6+	1.5	3.0	7+	1.3	1.9	7+
1995	2,796.8	1,743.6	1	642.3	917.4	1	376.4	437.8	3	185.8	139.4	4	99.7	149.4	5	70.7	75.0	6	49.6	72.0	6
1996							175.0	119.7	2	62.4	53.0	3	39.0	44.2	4	19.1	20.7	5	21.7	34.0	5
1997							120.0	67.9	1	85.9	53.6	2	53.5	57.6	3	22.5	27.1	4	18.3	29.7	4
1998										35.9	9.7	1	40.0	76.5	2	42.2	50.9	3	34.9	52.0	3
1999													65.2	33.9	1	23.8	19.5	2	28.4	102.1	2
2000																1,326.6	1,410.4	1	604.4	1,641.6	1
2001																			4,593.4	8,599.8	0
																					(×1,000,000 ind.)

Western part of Hidaka Bay						Eastern part of Hidaka Bay					
Yr-class		Jun. 2001				Yr-class		Jun. 2000			
		Day	Night	Age				Day	Night	Age	
1994 and Older		0.0	0.2	7+		1994 and Older		0.0	0.1	6+	0.2
1995		0.3	1.3	6		1995		2.7	2.8	5	0.4
1996		0.5	0.9	5		1996		1.8	1.9	4	0.2
1997		0.7	1.8	4		1997		2.7	2.6	3	0.8
1998		4.2	4.8	3		1998		50.9	26.8	2	3.9
1999		2.9	1.7	2		1999		42.1	9.8	1	1.4
2000		3.6	1.9	1		2000		7,650.6	4,025.9	0	121.2
2001		33,127.6	27,064.0	0		2001					4,659.9

北海道太平洋岸海域におけるスケトウダラの年齢別現存量の推定

調査によって得られたスケトウダラの年齢別昼夜別の現存量推定値を、調査時期および海域毎にまとめて Table 5 (6～8月), Table 6 (12～1月) および Fig. 46に示した。6月(1998年のみ7月)に実施された調査結果を見ると、3歳以上の年齢群では、夜間のデータに基づく現存量推定値が昼間のデータに基づく現存量推定値を上回る傾向を示したのに対して、若齢魚群、特に1歳魚では、昼夜の現存量推定値がほぼ同程度か、むしろ昼間のデータに基づく現存量推定値が夜間のデータに基づく結果よりも高い値を示す傾向がみられた (Fig. 46)。1996年8月に実施した調査では、分布パターンの変化に現れた通り (Fig. 38)、スケトウダラ1歳魚の現存量推定値は、同年6月の調査結果に比べ昼夜

ともに大きく減少した (Table 5, Fig. 46)。また、1996年6月の調査では昼間の音響データに基づく現存量推定値が夜間のデータに基づく現存量推定値を上回っていたのに対して、同年8月の調査で得られた現存量推定値は昼夜ともにほぼ同程度の値を示した。2001年7月に実施した調査では、夜間のデータに基づく現存量推定値は同年6月を上回る値を示したのに対して、昼間のデータに基づく現存量推定値は、夜間のデータの4割弱まで減少し、調査を行った時間帯による現存量推定値の差が顕著に現れた。

一方、冬季に実施した調査では、1999年1月の調査結果を除き、全ての年齢群において夜間のデータに基づく現存量推定値が、昼間のデータに基づく現存量推定値を上回った。特に、2001年1月調査における0歳魚および2002年1月調査における1歳魚(ともに2000

Table 6. Standing stock of walleye pollock at age in the Pacific side of Hokkaido estimated from the acoustic surveys conducted in winter

Yr-class	Doto														
	Dec.1996			Jan. 1996			Jan. 1999			Jan. 2000			Jan. 2001		
	Night	Night	Age	Day	Night	Age	Day	Night	Age	Day	Night	Age	Day	Night	Age
1991				0.1	0.2	7									
1992				0.3	0.4	6									
1993	1.1	1.4	4	0.1	0.0	5	0.0	0.2	6+						
1994	39.6	108.9	3	1.8	3.7	4	1.4	3.3	5	0.7	1.0	6+	0.0	0.0	7+
1995	871.1	1,196.5	2	73.7	88.8	3	26.3	61.4	4	4.4	7.4	5	0.2	0.8	6
1996	391.6	156.2	1	61.6	61.2	2	15.8	27.0	3	1.5	2.8	4	0.1	0.3	5
1997	12.7	12.8	0	102.3	91.5	1	32.9	46.4	2	2.1	5.4	3	0.0	0.4	4
1998				2.6	7.7	0	68.0	129.9	1	2.9	11.7	2	0.3	1.1	3
1999							62.1	61.0	0	3.3	17.4	1	4.6	10.9	2
2000										32.4	436.6	0	447.6	707.9	1
2001													124.6	231.0	0

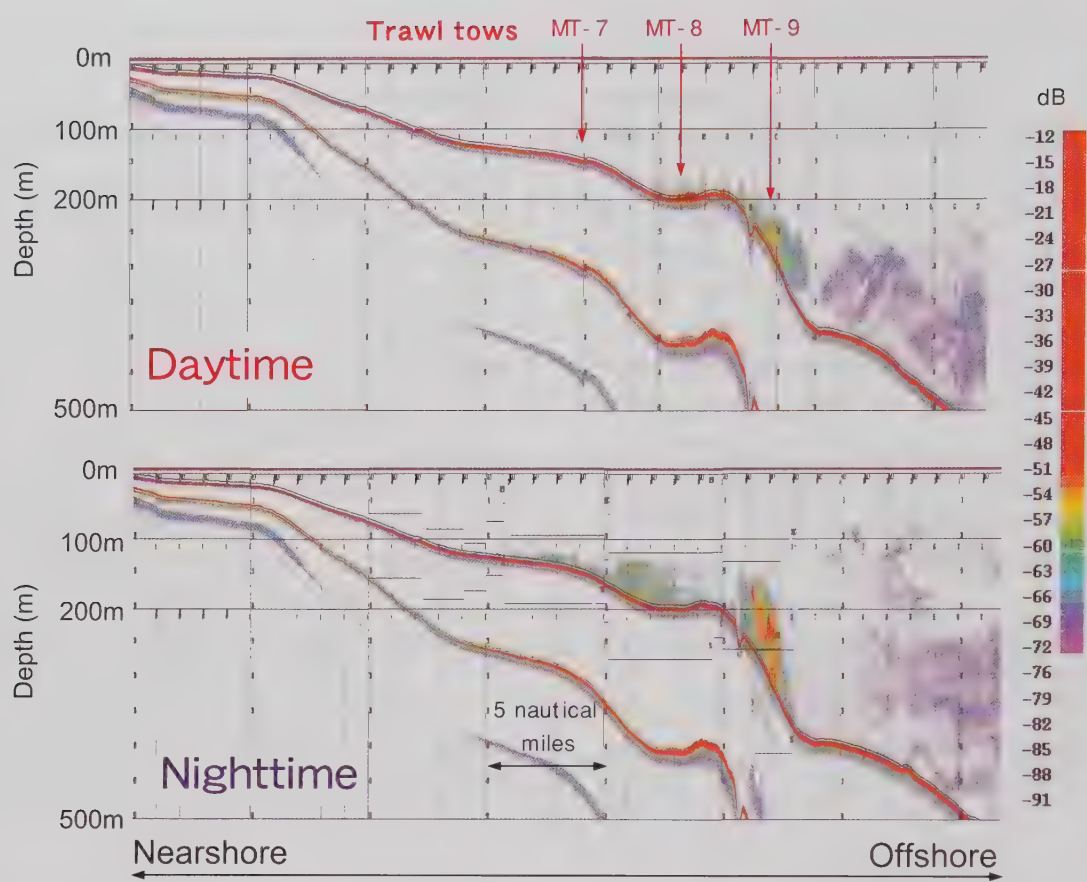
(×1,000,000 ind.)

Yr-class	Eastern part of Hidaka Bay								
	Jan. 2000			Jan. 2001			Jan. 2002		
	Day	Night		Day	Night	Age	Day	Night	Age
Spawn. Adults	232.6	196.7		29.2	30.1		26.2	46.2	
1994				0.0	0.0	6+	0.0	0.0	7+
1995				0.0	0.6	5	0.0	0.0	6
1996				0.0	0.3	4	0.0	0.0	5
1997				0.0	0.5	3	0.0	0.0	4
1998				0.0	0.2	2	0.0	0.0	3
1999				0.0	0.7	1	0.0	0.0	2
2000				1.3	66.0	0	4.5	8.3	1
2001							152.8	168.6	0

(×1,000,000 ind.)

Yr-class	Western part of Hidaka Bay			
	Jan. 2001		Jan. 2002	
	Day	Night	Day	Night
Spawn. Adults	155.2	133.3	111.2	85.6

(×1,000,000 ind.)



Jan. 1998, Off Hiroo

Age composition at each tow

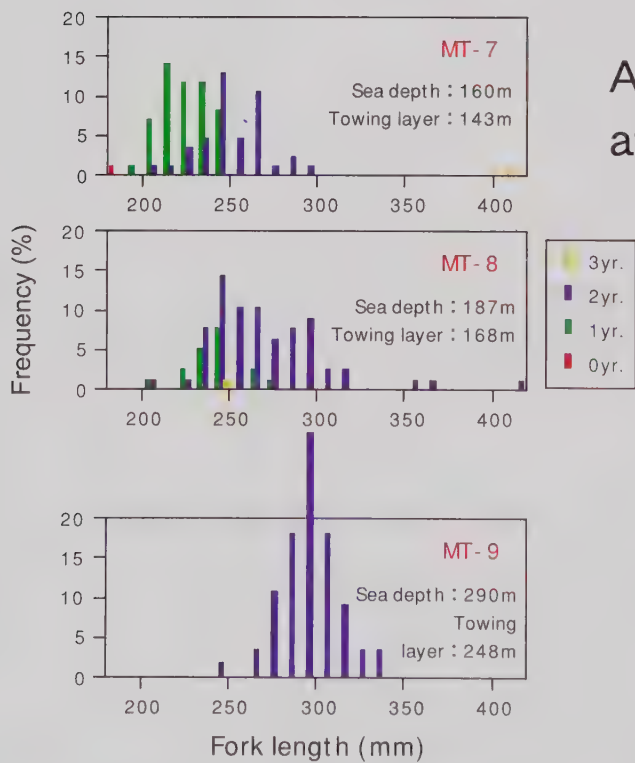


Fig. 32: The age specific bathymetric patterns of walleye pollock and their diel vertical migration on the continental shelf and shelf slope area in the Doto area, January 1998

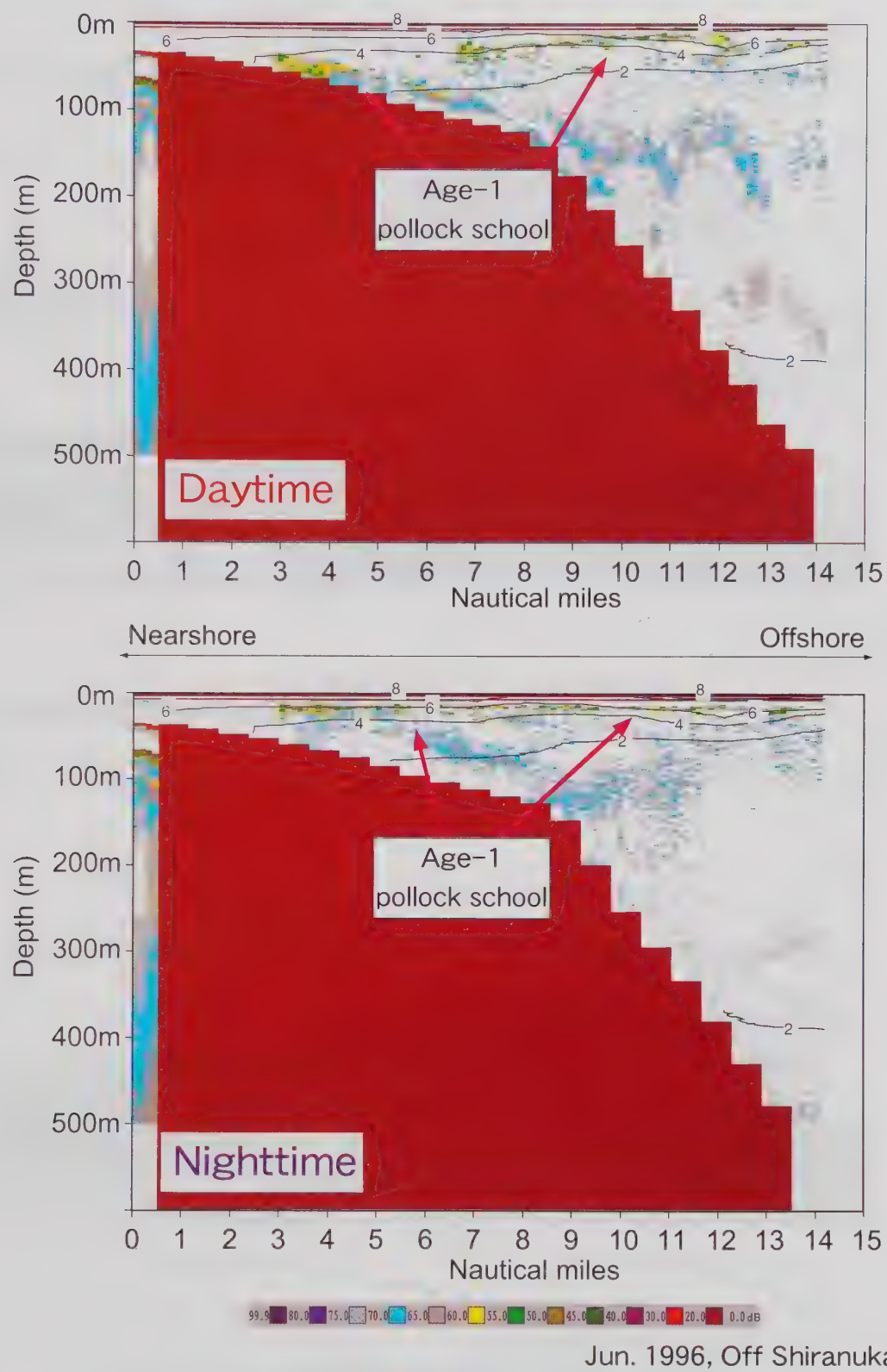


Fig. 33. Vertical sections of the echogram of age-1 walleye pollock school distributed continuously on both areas of the continental shelf and slope in June 1996. Contours and figures indicate vertical distribution of temperature

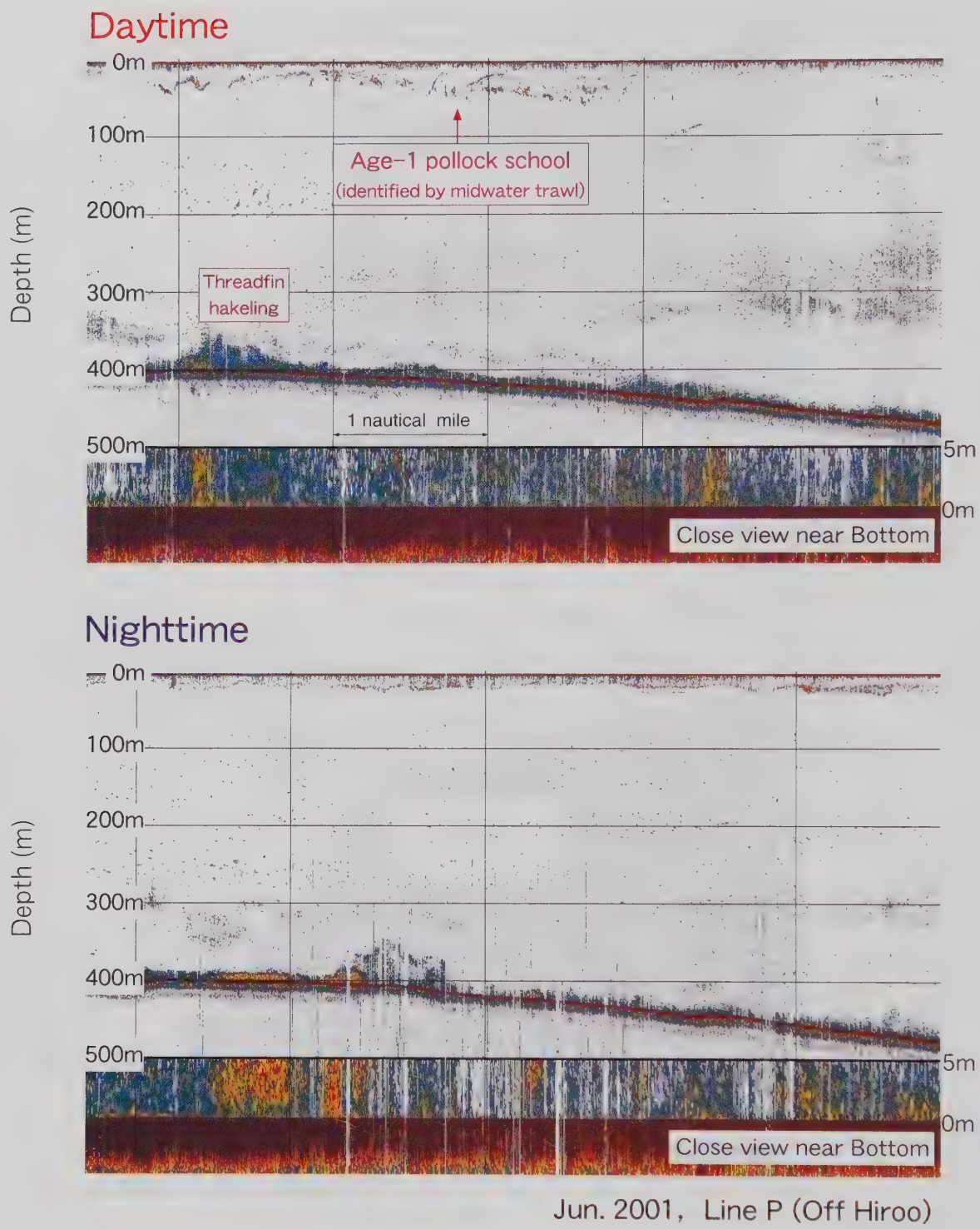


Fig. 34. Vertical sections of the echogram of age-1 walleye pollock school distributed in the surface above the shelf slope area of the Doto area in June 2001

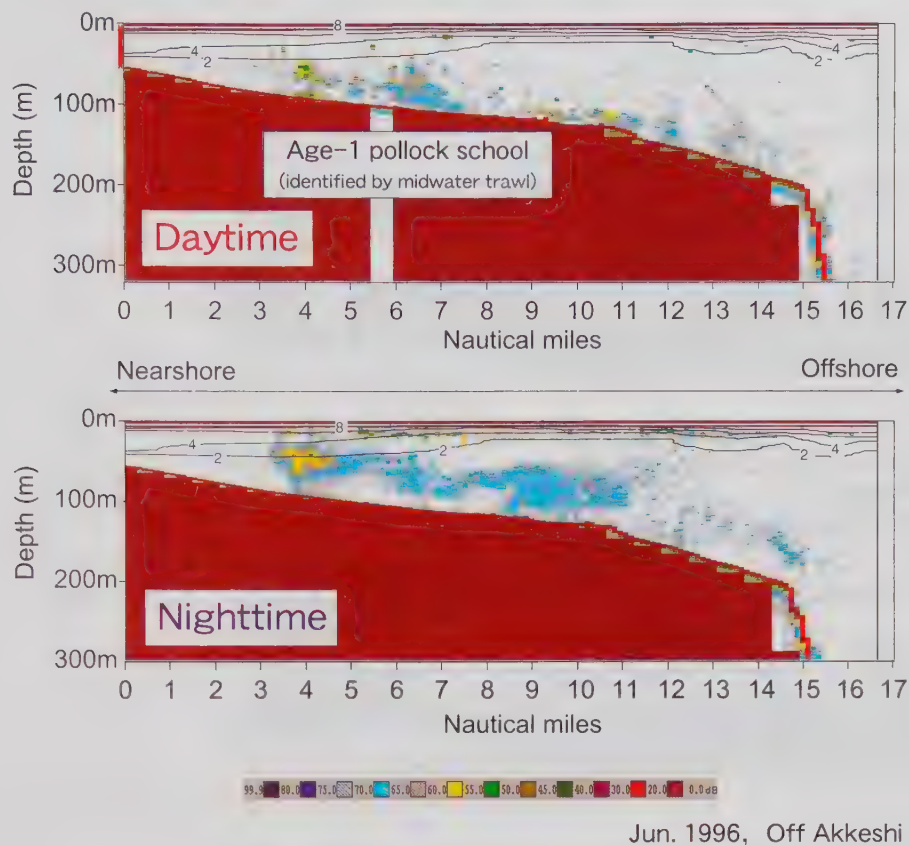


Fig. 35. Diel vertical migration of age-1 walleye pollock school distributed on the continental shelf area in June 1996. Contours and figures indicate vertical distribution of temperature

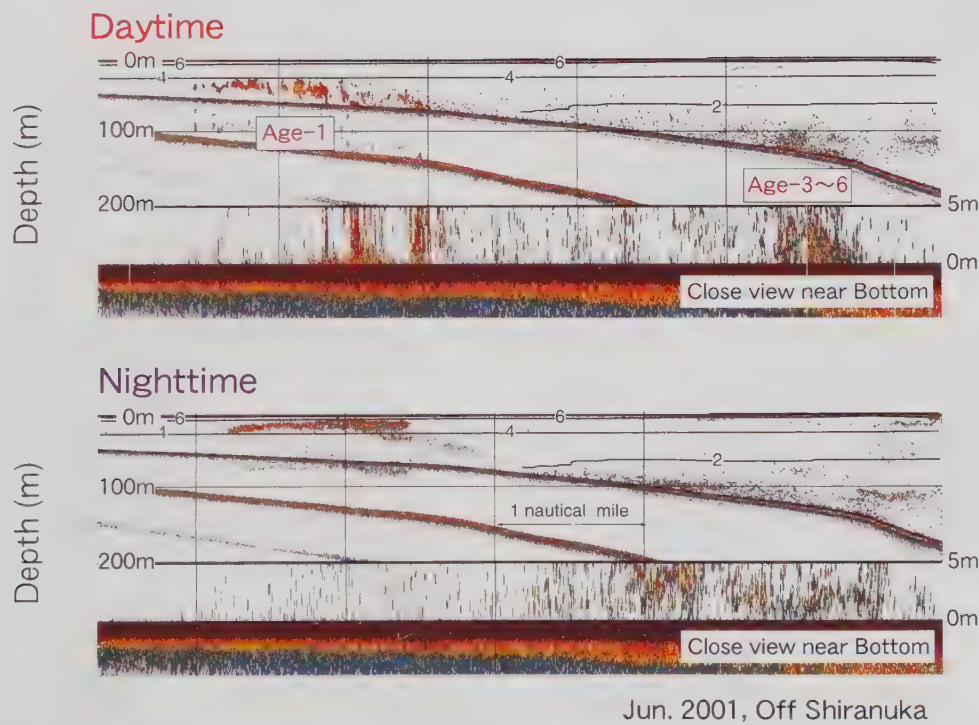


Fig. 36. Diel vertical migration of different age groups of walleye pollock schools on the continental shelf area in the Doto area, June 2001. Contours and figures indicate vertical distribution of temperature

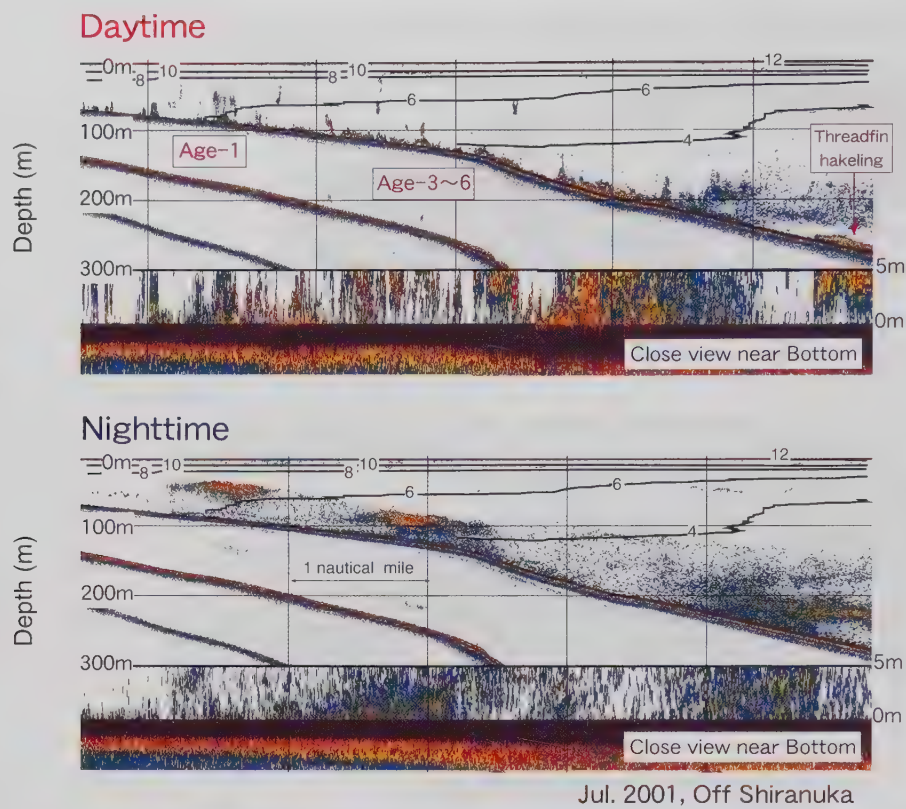


Fig. 37. Diel vertical migration of different age groups of walleye pollock schools on the continental shelf area in the Doto area, July 2001. Contours and figures indicate vertical distribution of temperature

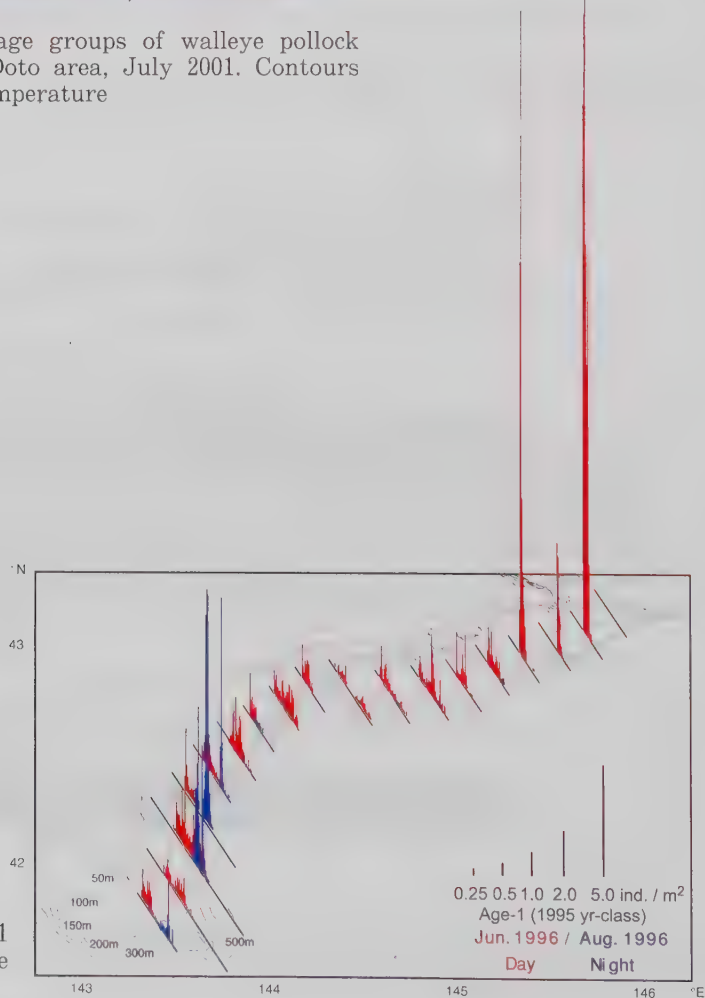


Fig. 38. Change of the distribution of age-1 walleye pollock schools (1995 yr-class) in the Doto area from June to August 1996

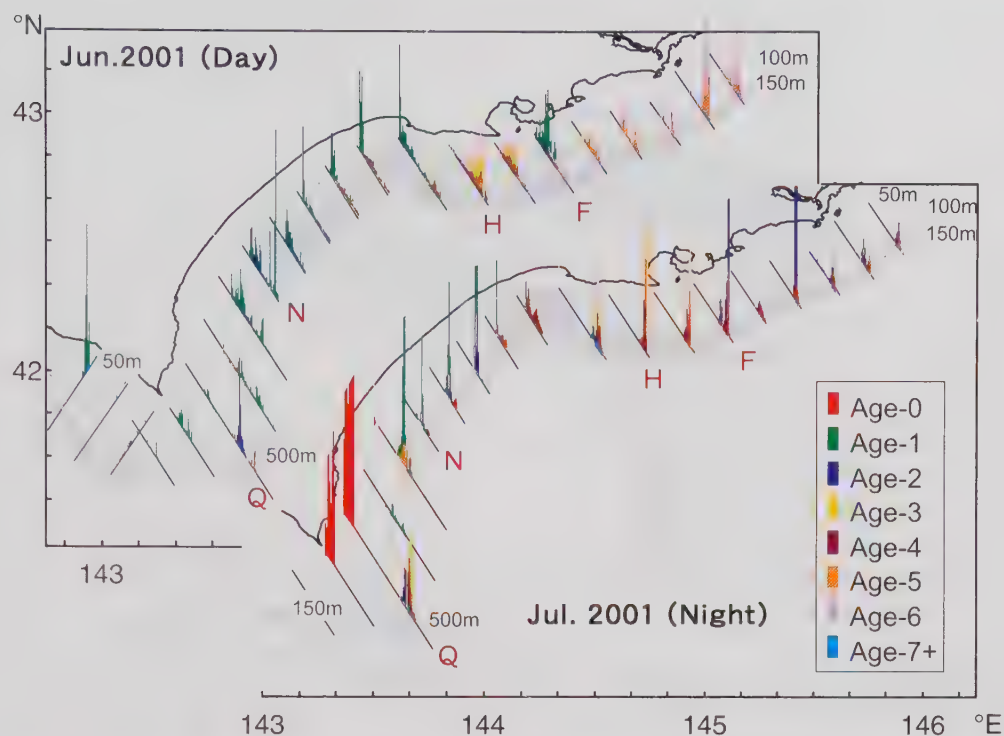


Fig. 39. Offshore oriented movement of walleye pollock in the Doto area from June to July 2001. Movements of walleye pollock in each age group at the transects marked by characters were shown in Fig. 40

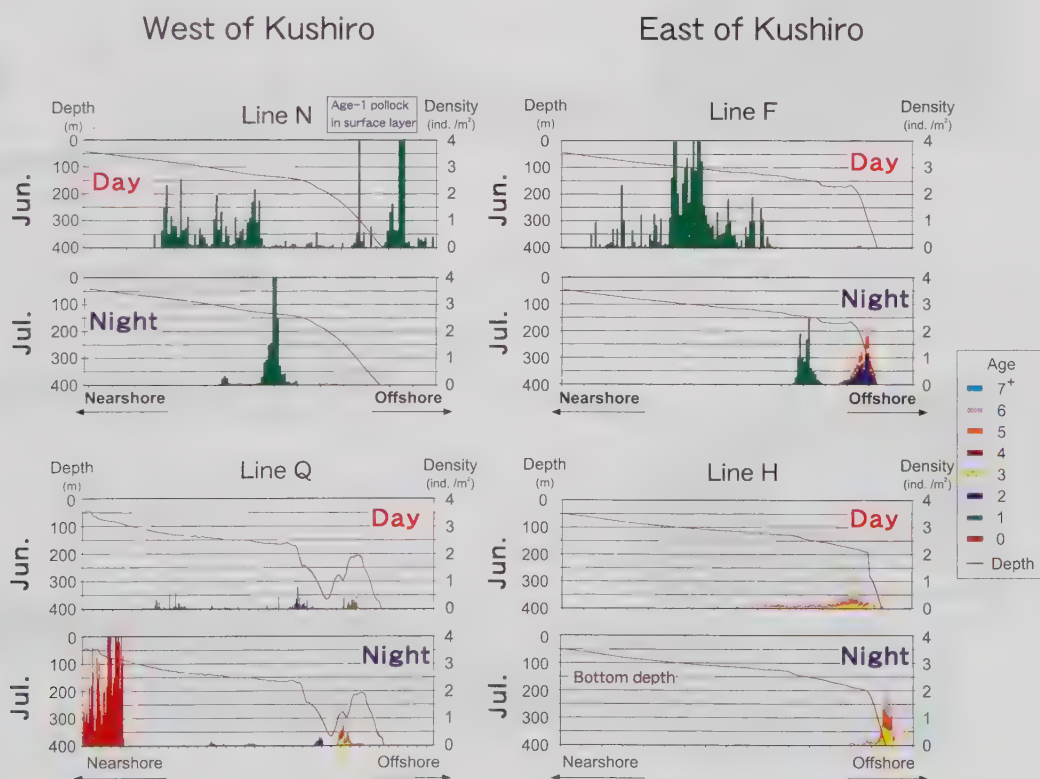


Fig. 40. Offshore oriented movements of walleye pollock in the Doto area from June to July 2001 on the same transects with bottom topography

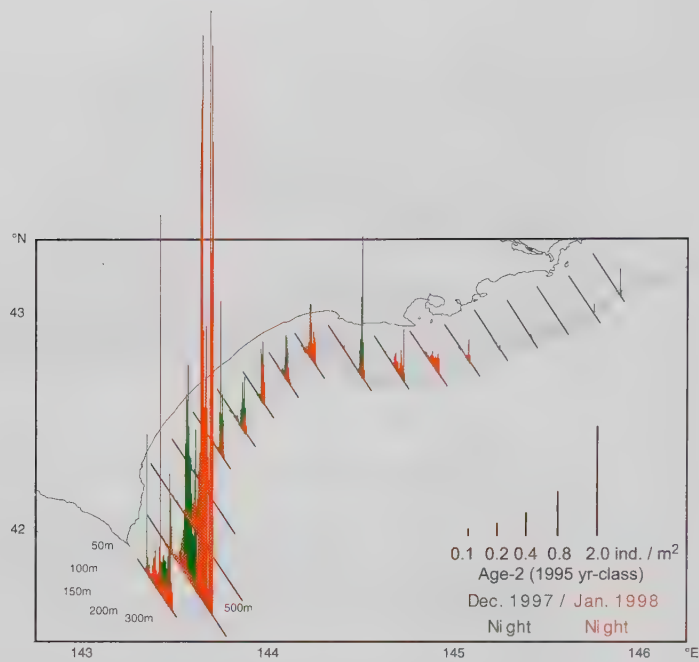


Fig. 41. Change of the distribution of age-2 walleye pollock schools (1995 yr-class) in the Doto area from December 1997 to January 1998

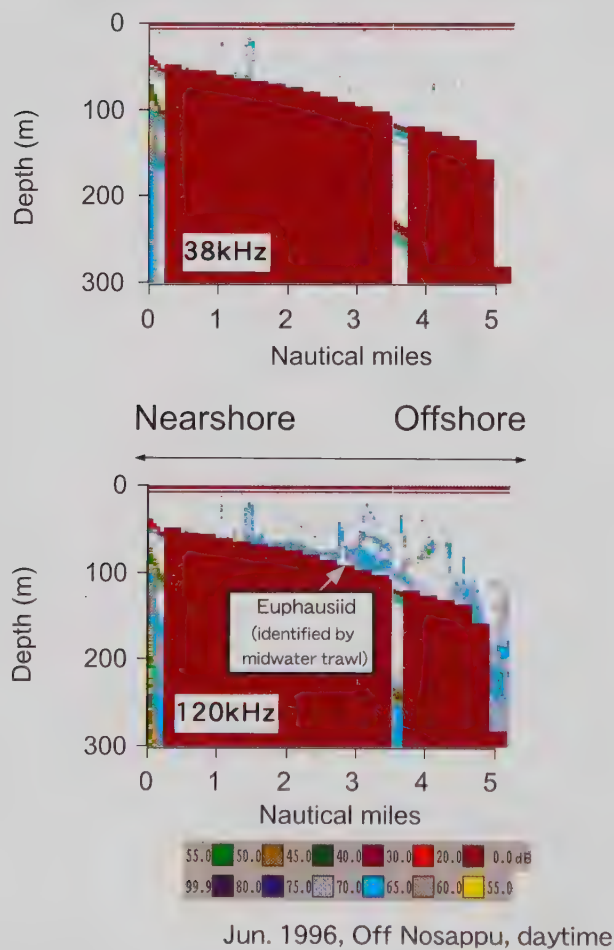


Fig. 42. Difference of the echo intensity of euphausiids on 38kHz and 120kHz

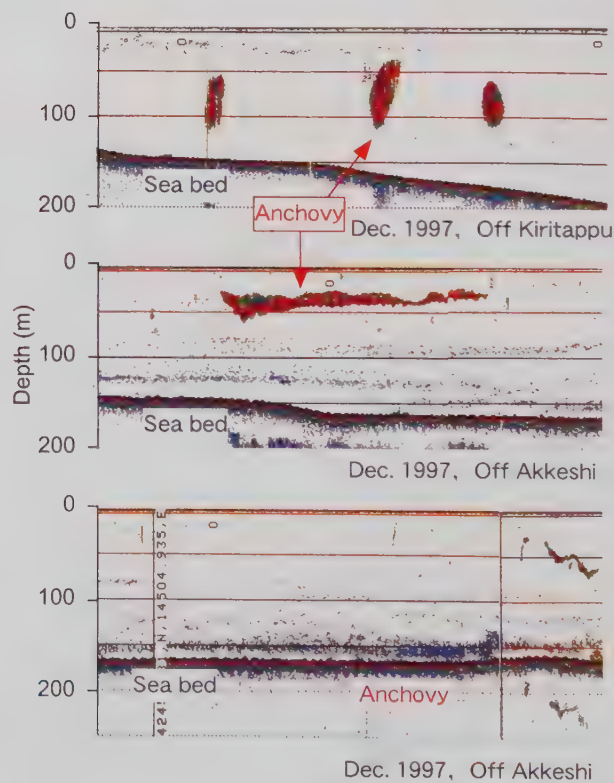


Fig. 43. Echogram of anchovy schools on the continental shelf in the Doto area, December 1997

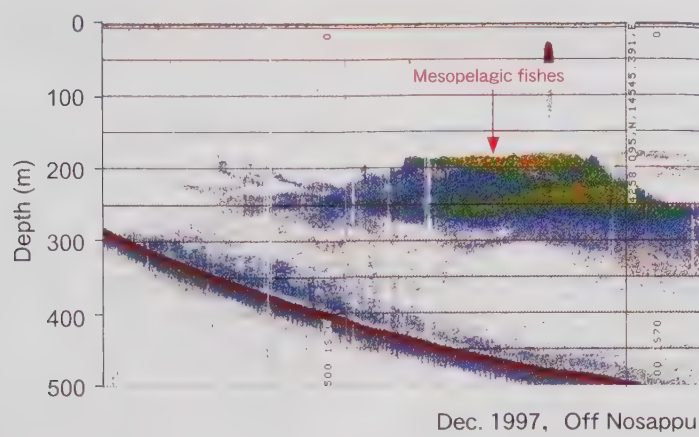


Fig. 44. Echogram of mesopelagic fishes on the continental slope in the Doto area, December 1997

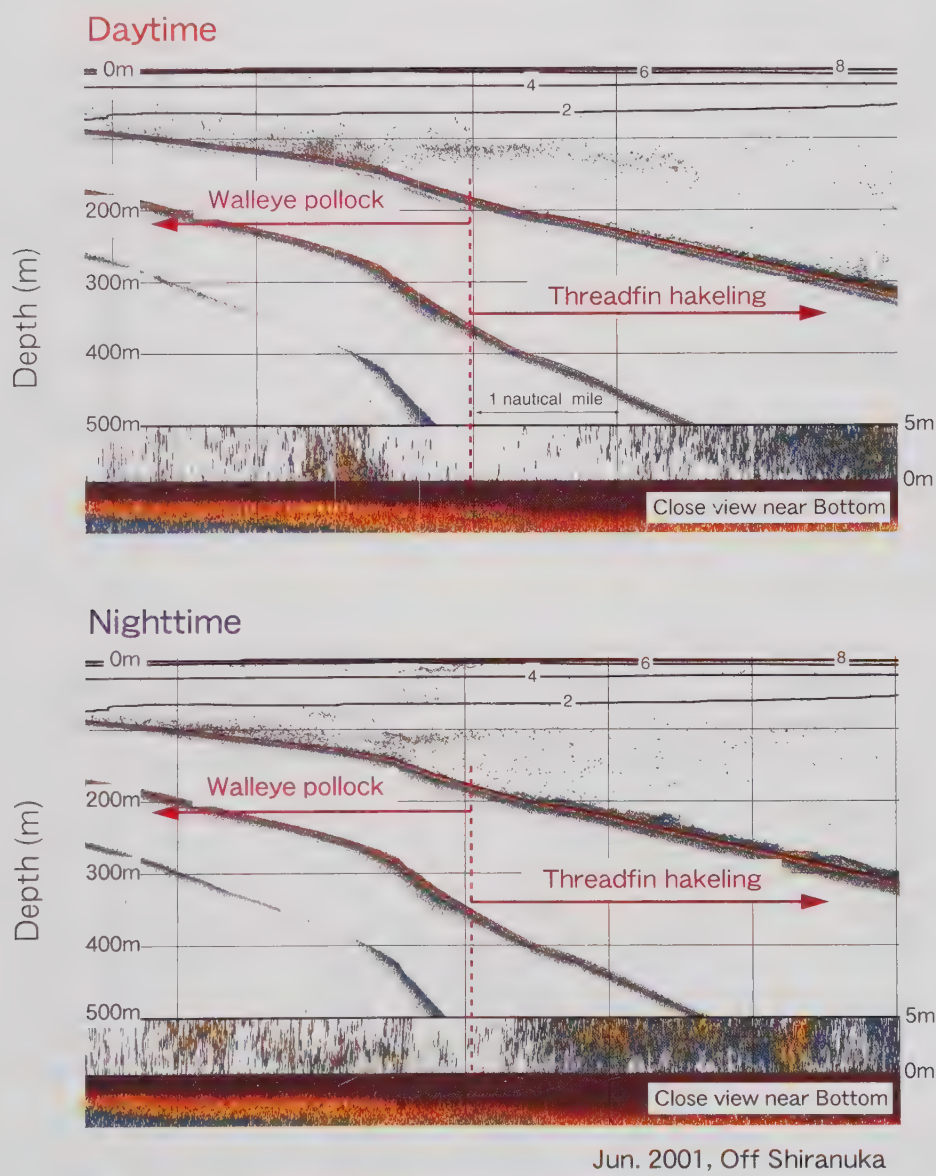


Fig. 45. The boundary of the distribution of walleye pollock and threadfin hakeling on the continental slope in the Doto area, June 2001. Contours and figures indicate vertical distribution of temperature

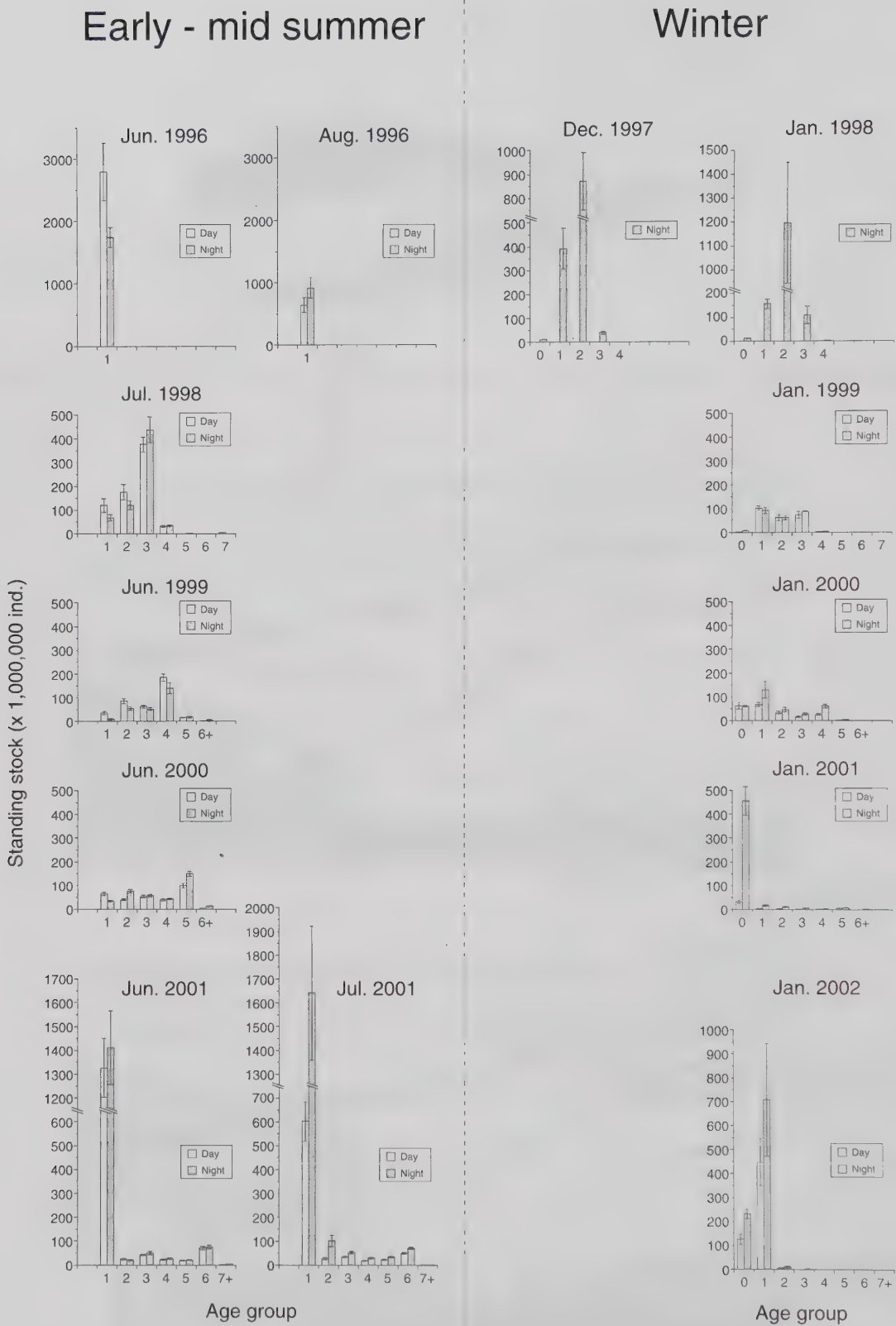


Fig. 46. Comparison of the result of stock estimation of walleye pollock at age in the Doto area by the acoustic surveys between the time period that the acoustic data were collected. Fine lines on the top of the bar indicate SEM of the estimated stock by 1-D transitive method. Only the data collected in nighttime was analysed in two surveys conducted in December 1997 and January 1998

年級)のように、大量の若齢魚が分布した場合に、昼夜による現存量推定値の差が顕著に現れる傾向が見られた。

これらの結果を調査の時系列にしたがって並べ、道東海域における同一年級の現存量推定値の季節変化を示した (Fig. 47)。前述したように、調査を実施した季節によって昼夜の現存量推定値に差異が生じていた。このことから、より多くの現存量推定値を得た時間帯を採用することを目的とし、6月 (1998年のみ7月) の調査については昼間のデータに基づく年齢別現存量推定値を、また盛夏および冬季の調査については夜間のデータに基づく年齢別現存量推定値を対象として用いた。また、1995年級および2000年級の豊度が他に比べて極めて高かったことから、グラフの縦軸のスケールを2億尾未満とそれ以上とで変更して示した。その結果、音響資源調査によって推定された道東海域における同一年級の現存量推定値は、1998年1月の調査における3歳魚 (1994年級) および2000年1月の調査における1歳魚 (1998年級) の例を除いて、1月の調査では前年6月の調査時に比べ現存量推定値が大きく減少し、6月の調査で再び増加するジグザグのパターンで推移した。

考 察

1996年調査時の魚群反応を全て1歳魚群とした処理の妥当性

1996年6月に実施した音響資源調査では、スケトウダラ若齢魚と考えられる魚群反応が道東海域の陸棚上

一面に広く連続的に分布していた (Fig. 15)。一方、陸棚上で実施された漁獲試験において採集されたスケトウダラの多くが1歳魚 (1995年級) と考えられる体長範囲であった (Fig. 16)。このことから、道東陸棚上に分布した魚群反応のほぼ全てをスケトウダラ1歳魚の魚群と判断し、陸棚域での各曳網で得られたサンプルにおけるスケトウダラ1歳魚の平均尾叉長から求めた TS_{AVG} を用いて尾数に換算した。1996年8月の調査結果についても同様の方法で海域内の魚群反応をスケトウダラ1歳魚の尾数に換算した。この方法は、翌1997年以降に実施した調査における年齢別現存量推定の過程と、以下の点において異なっていた：

- ・漁獲標本における年齢組成比の判断に、耳石年輪を用いた年齢査定結果ではなく、尾叉長組成を用いた。
- ・個々の魚群反応と漁獲試験に基づく年齢組成・年齢別尾叉長組成の対応が一对一でなく、調査海域内に分布する全ての魚群反応を一つの TS_{AVG} を用いて尾数に換算した。
- ・漁獲された標本の殆どがその体長範囲から1歳魚と判断されたことより、陸棚上に分布した魚群反応を1歳魚のみに振り分けて尾数に変換した。

以上の相違点のうち、尾叉長組成による年齢組成の判断については、得られた尾叉長組成 (Fig. 16, 18) における複数のサイズグループが、それぞれ1, 2および3歳魚以上の平均尾叉長に対応したことから、高齢群の年齢組成を必要としない場合には、尾叉長組成に基づく年齢組成比の判断は十分有効であると考えられた。二点目の魚群反応と漁獲試験結果との対応付けについ

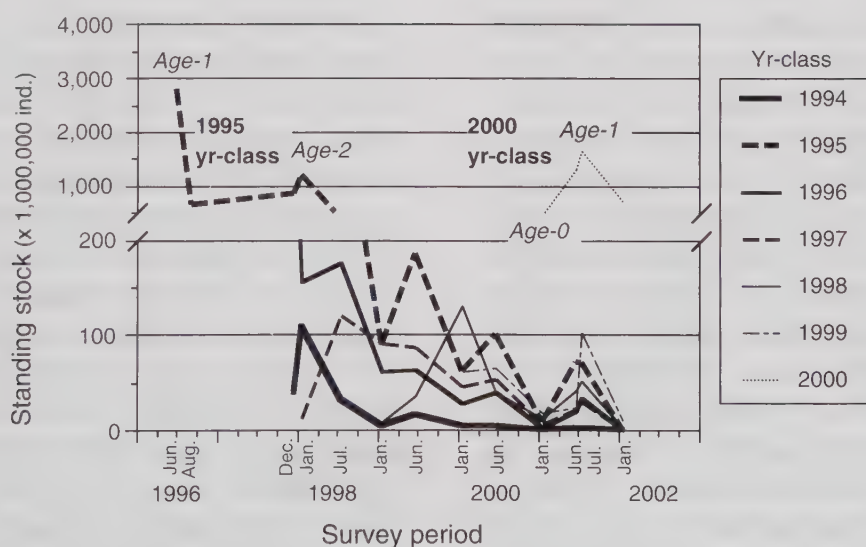


Fig. 47. Changes of the estimated stock abundance of the same cohort at each survey. Because of the high abundance of 1995 yr-class and 2000 yr-class, scale of Y-axis was changed above and below 200 million individuals

ては、1996年に実施した音響資源調査における漁獲試験の実施頻度が少なく (Table 4), また実施海域に偏りがあり (Fig. 15, 17), 調査海域内での魚群の分布位置に応じた年齢・体長組成の違いを十分に示すだけの情報を得るに至らなかったことが最大の要因であった。Fig. 16およびFig. 18に示した曳網試験毎の尾叉長組成では、同じ1歳魚群であっても分布位置によって尾叉長のモードに2 cm程度の違いが見られたが、これは TS_{AVG} では約1 dB、尾数換算上は1.26倍程度の差を生じる原因となりうる。実際には、同じ年齢群でありながら体長組成が大きく異なった漁獲標本は一部に限られ、海域全体での現存量推定値に及ぼす影響は大きくないと考えられる。しかし、本来、できる限り多くの魚群反応に対して漁獲試験を行い、個々の魚群反応における年齢組成および年齢別尾叉長組成の違いを魚群反応量の尾数換算に反映させていくことが、より正確な現存量評価を行ううえで必要である。三点目の年齢分解に関する問題は、漁獲標本によっては2歳魚以上の可能性のあった大型個体が見られたにも関わらず、全ての魚群反応を1歳魚の反応として解釈した点にある。1996年6月の調査における曳網標本MT-5では、1歳魚の他に尾叉長20cm以上の、2歳魚以上の可能性のある個体も同時に漁獲された (Fig. 16)。これらの個体は、1歳魚の尾叉長範囲と2歳魚の尾叉長範囲の中間に位置し、尾叉長だけでは年齢判断が困難であった。また、同調査においては魚群反応が陸棚上およびその沖合の中層まで大量かつ連続的に分布しており、分布位置や水深帯によって個々の魚群に区別して認識することが難しかった。一方、陸棚上での曳網において尾叉長20cm以上の個体が多く漁獲されたのはMT-5のみであり、かつ近接する位置での曳網 (MT-3, 4, 7) では1歳魚のみが漁獲されている (Fig. 15, 16)。このことから、MT-5の漁獲位置における魚群反応についても、他の曳網結果と同様に全ての魚を1歳魚と見なして尾数換算を行った。もし、これらの尾叉長20cm以上の個体が2歳魚以上の年齢群であった場合には、少なくともこの付近の魚群反応の解釈においては2歳魚以上を過小推定し、また1歳魚を過大に推定したことになる。しかし、1996年の調査時に1歳魚であった1995年級は卓越年級であり、1996年時点のスケトウダラ太平洋系群における年齢別資源尾数 (0歳魚を除く) に占める1歳魚の割合は6割を占め、2歳魚 (1994年級) と比較しても2.5倍の資源豊度に値した (Fig. 2)。VPAで推定される年齢別資源尾数はスケトウダラ太平洋系群全体での値であり、道東海域に分布する魚群の年齢構成と必ずしも一致するものではないが、同様の年齢組成比が1996年初夏の道東陸棚域におけるスケト

ウダラ魚群に当てはまると仮定すると、同海域における1歳魚の分布尾数は2歳魚の資源尾数よりも相当に多かったことが想像される。また調査で得られた魚群反応の分布の重心は、MT-5から遠く離れた納沙布岬沖の水深100m以浅の浅海域であったことから (Fig. 15), 実際にMT-5付近における1歳魚の現存量推定の結果が海域全体の現存量推定値に与える影響は小さかったと考えられる。以上の理由から、MT-5付近における魚群反応も含めて全ての魚群反応を1歳魚群と見なした判断は、同海域における2歳魚群の現存量を推定する上では明らかに過小推定であり問題が残るものの、1歳魚群の現存量推定においてはそれほど大きな誤差要因とはならず、個々の魚群における年齢・サイズ組成を明らかにするだけの漁獲試験を行えなかった条件下では妥当な処理であったと考える。また、1996年8月の調査結果における魚群反応の解釈については、魚群反応の分布域自体が襟裳岬東方のごく狭い海域に限られ (Fig. 17), さらに高豊度の魚群反応に対する漁獲試験をMT-8のみしか実施していない。このことから、この曳網結果における年齢組成および平均尾叉長に基づき、調査海域内の魚群反応をスケトウダラ1歳魚として尾数変換した。結果的に、ただ1回の漁獲試験の結果に基づいて全ての魚群反応の年齢組成およびサイズを判断することになり、年齢組成および TS_{AVG} の設定における誤差は、同年6月における調査結果の解釈よりも大きくなった可能性は否めない。

北海道太平洋側海域におけるスケトウダラ若齢魚の分布海域および水深

一連の音響資源調査の結果、北海道太平洋岸の陸棚～陸棚斜面域に分布するスケトウダラ魚群における、サイズ・年齢組成と分布水深との関係が示された。すなわち、年齢あるいはサイズが小さい個体は沿岸よりの陸棚上に分布し、体サイズが大きくなるにつれて分布域がより深い、陸棚縁辺部および陸棚斜面域へと移行した。この結果は、道東海域の陸棚～陸棚斜面域 (渡辺ら, 1993; 志田, 2002) および日高湾沿岸 (佐々木, 長澤, 1993) における既往知見と一致した。このような体サイズと分布水深の関係は、北海道太平洋岸に分布するスケトウダラに限らず、大西洋タラおよびその他の底魚においても観察されており (Macpherson and Duarte, 1991; Swain, 1993), 底魚類の分布においては一般的な傾向であるといえる。年齢・サイズと分布水深との対応を考慮すると、北海道太平洋岸においてスケトウダラ若齢魚群を対象とした音響資源調査を設計する場合には、若齢魚群が多く分布すると考えられる陸棚域に調査努力量を集中させるのが効率的とも考

えられる。しかし、1996年6月および2001年6月の調査では、スケトウダラ1歳魚が陸棚域のみならず沖合の表中層域まで連続して分布する事例も観察された (Fig. 33, 34)。初夏の道東海域においてスケトウダラ1歳魚の分布域が陸棚上にとどまらず、沖合域まで連続的に分布する様子が確認されたのは1996年および2001年の6月のみで、両年ともに1歳魚の年級豊度が非常に高かったことが他の年と大きく異なる点である (Table 5)。したがって、この現象は、初夏の道東海域に大量の1歳魚が分布した場合にのみ起こりうる特殊な例とも考えられる。しかし、若齢魚の年級豊度については、実際に音響資源調査を実施した結果として分かることであり、調査前には若齢魚群の豊度や、沖合域に若齢魚群が分布するか否かについての情報を得ることが不可能である。このことを考慮すると、調査設計の段階から若齢魚の分布が少ないと予想される沖合域についても陸棚域と同様に調査に含めておき、沖合域における魚群反応の有無およびその年齢組成を実際に確認することが望ましい。

道東海域におけるスケトウダラ1～2歳魚の分布は、一部の例外年 (1996年6月, Fig. 19; 1999年6月, Fig. 25) を除いて、襟裳岬周辺から釧路沖にかけての道東海域西部の陸棚上で多く観察された。しかし、調査海域を日高湾沿岸海域まで拡大した2000年6月の音響資源調査では、日高湾東部の陸棚上において、同時期の道東海域と同程度あるいはそれを上回る量の1, 2歳魚の分布が観察された (Table 5, Fig. 27)。さらに、翌2001年6月に実施した調査では、日高湾沿岸海域では襟裳岬周辺の陸棚域を除いて1, 2歳魚の分布は捉えられず (Table 5, Fig. 29)、日高湾沿岸におけるスケトウダラ若齢魚群の分布は年変動が大きいことが明らかとなった。佐々木、長澤 (1993) は、1970～1980年代に実施した試験操業の結果から、日高湾西部海域に0～2歳のスケトウダラ若齢魚群が周年分布することを示した。同調査の対象海域には日高湾東部海域が含まれておらず、また若齢魚の分布量についての量的な評価を行っていない。そのため、日高湾と道東海域との間でスケトウダラ若齢魚の分布量の比較を行うことはできないが、初夏の日高湾海域にスケトウダラ若齢魚が分布することが2000年6月に限った現象ではないことがこの知見から予想される。現段階では、初夏の日高湾海域における音響資源調査は2000年および2001年6月の2年しか行われておらず、さらに両年でスケトウダラ若齢魚の分布パターンおよび分布量が大きく異なり、日高湾におけるスケトウダラ若齢魚群の分布量が太平洋系群全体としての若齢魚の年級豊度に占める割合および現存量推定に与える影響について論議する

には情報が不足している。しかしながら、少なくとも2000年6月の調査において、同時期の道東海域に分布する量と同程度の若齢魚の分布が日高湾沿岸域において確認されたことは、スケトウダラ太平洋系群全体としての若齢魚年級の豊度を捉えるという本研究の目的からすれば、日高湾における若齢魚の分布は十分に考慮すべき問題であることは確かである。今後も道東海域と併せて日高湾沿岸における調査を継続し、両海域間における若齢魚の分布量、およびその量的比率についてのデータを積み重ねたうえで、改めて日高湾沿岸に分布するスケトウダラ1, 2歳魚の扱いについて検討する必要がある。

北海道太平洋海域におけるスケトウダラ0歳魚の分布については、6月の時点では噴火湾湾口部および日高湾のごく沿岸域で確認されたものの (Fig. 27, 29)、同時期の道東海域においては0歳魚の分布が確認された年はなかった (Fig. 19, 23, 25, 27, 29)。一方、2001年7月に道東海域で実施した調査では (Fig. 30)、襟裳岬周辺のごく沿岸域において大量の0歳魚の分布が捉えられた。さらに冬季の調査では (Fig. 21, 22, 24, 26, 28, 31)、量的な多寡は別として、いずれの年についても道東海域で0歳魚の分布が見られた。志田、西村 (2002) およびNishimura *et al.* (2002) は、夏季から秋季にかけての道東海域に分布するスケトウダラ0歳魚の耳石日周輪を用いて孵化時期を推定した結果、道東海域に分布する0歳魚の大半が噴火湾湾口部産卵場で産まれた個体である可能性を明らかにした。また本田 (2002) は、漁業者を対象としたアンケート調査を実施し、道東海域におけるスケトウダラ0歳魚の混獲情報は秋以降には多く寄せられたものの、夏以前の時期には1箇所を除いて発見事例が得られなかったことを示した。これらの結果を考慮すると、2000年および2001年の6月に日高湾沿岸で、また2001年7月に道東襟裳岬周辺沿岸域で捉えたスケトウダラ0歳魚の魚群は、噴火湾湾口部で孵化した後、道東海域へ移動する途中の魚群を捉えた可能性があり、初夏の時点では道東海域への来遊が完了していないと考えられた。道東海域に分布するスケトウダラ0歳魚の由来や移動の経路については、現時点では知見も少なく、今後更なる調査が必要である。また、北海道太平洋岸以外の海域にどの程度のスケトウダラ0歳魚が分布しているかについても明らかではない。しかし、少なくとも太平洋系群における0歳魚の現存量を推定する場合には、6月の道東海域という時期と海域の組み合わせによる調査は、魚群分布域の全体を捉えるには不適当であることが示唆された。6月の調査における主たる調査対象年齢群は1歳魚以上に設定すべきである。

魚群の日周鉛直移動が現存量推定に与える影響

本研究において実施した音響資源調査では、いずれの季節、年級においても、基本的に昼間は海底付近にて集群し、夜間に分散、浮上する日周鉛直移動が確認された。特に、本研究で主対象とする1, 2歳魚群については、6月の調査では、昼間でも海底から離底し、海底直上あるいは中層域に分布する魚群が多く観察された (Fig. 35, 36)。この結果は、海底デッドゾーンの影響による現存量の過小推定の危険性 (Aglen, 1994) を内包する音響資源調査にとっては好都合な特徴であるといえる。一方、魚群の年齢組成が高齢になるに伴い、昼間は海底に着底し、夜間もあまり浮上せず海底付近に留まる個体の割合が増加した (Fig. 36)。また、7～8月に掛けての盛夏に実施された調査 (Fig. 37) および12～1月の冬季に実施された調査では (Fig. 32)、年齢に関わらず日周鉛直移動の移動範囲が狭くかつ海底付近に限定され、昼間のエコーグラムでは魚群が海底に張り付くように分布し、夜間にわずかに離底あるいは中層まで浮上する様子が観察された。このような年齢および季節による日周鉛直移動パターンの変化は、年齢別現存量の推定結果にも反映していた。各調査における年齢別、昼夜別の現存量推定結果を示したFig. 46をみると、6月の調査では、1996年6月を除き、各年齢とも昼夜ほぼ同程度の現存量推定値が得られた。調査年によって若干の違いが見られるものの、3歳魚以上の年齢群では、夜間の調査結果に基づく現存量推定値が、昼間の調査結果に基づく現存量をわずかに上回る傾向が見られた。この理由としては、高齢魚では昼間着底していた個体が夜間海底から浮上し、海底デッドゾーンから抜け出すことにより夜間の現存量が増加したことが考えられる。一方、1, 2歳の若齢魚では、高齢魚とは逆に、昼間の調査結果に基づく現存量推定値が夜間の調査に基づく現存量を上回る傾向がみられた (2001年6月調査における1歳魚を除く)。特に、1996年6月の調査においては、昼間の調査結果に基づく現存量推定値が、夜間の調査結果に基づく現存量推定値の1.6倍に達し、調査を実施した時間帯により現存量推定結果に大きな差が生じた。前述したように、6月の調査時における若齢魚は昼間でも海底から離底して分布していたことから、海底デッドゾーンの影響による昼間の現存量推定値が過小推定の影響を免れた可能性は十分に考えられる。しかし、昼間の現存量推定値が夜間に得られる現存量推定値を上回るためには、更なる理由が必要となる。現段階で考えうる要因としては、スケトウダラ個体の TS_{AVG} の昼夜による変化および表層デッドゾーンの影響 (Aglen, 1994) の可能性が考えられる。大西洋タラ (*Gadus morhua*)

をケージ内で飼育し、そのTSの時間変化を測定した結果では、TSは昼間に大きく夜間に小さくなるパターンを繰り返し、昼夜によるTSの差は3～5 dBに達したという報告がある (MacLennan and Simmonds, 1992)。一方、北海道西部日本海に分布するスケトウダラ成魚および未成魚を対象に行われたスケトウダラ音響資源調査では、スケトウダラ魚群から抽出された*in situ* TSの分布には昼夜による変動は観察されなかった (安部ら, 1999)。ただし、海域や季節、対象とする個体サイズが異なることから、安部ら (1999) の結果がそのまま初夏の道東海域に分布する若齢魚にも当てはまるか否かについては不明である。現段階では、初夏の道東海域に分布するスケトウダラ若齢魚の TS_{AVG} の日周変化の可能性については、判断に用いることのできる情報が少なく、昼夜による現存量推定値の差異への影響を評価することは難しい。一方、表層デッドゾーンの影響については、1996年6月および2001年6月の調査時には、高豊度のスケトウダラ1歳魚群が、夜間表層付近まで浮上する様子が観察された (Fig. 35, 36)。これらの個体が表層デッドゾーンに入ることによって、夜間のデータに基づく現存量推定値が過小推定された可能性も考えられる。

Shida (2001) は、計量魚探機を用いて1996年および1997年5月の道東海域におけるスケトウダラ1, 2歳魚の日周鉛直移動を24時間連続観察した。その結果、春季の道東海域におけるスケトウダラ若齢魚群は、午後に海底直上に層状に集群、日没後に分散し魚群の一部が中層へ浮上した後、日出の2時間前から再び徐々に降下し始め、日出時には海底上で球形の魚群を形成するという複雑な日周鉛直移動を示した。この際、高い S_A が得られた時間帯は昼間の午後であり、日没直前に S_A が最高値に達し、逆に最も低い S_A が得られた時間帯は日出の直後で、日出から3時間後までの時間帯における S_A は夜間の S_A よりも低い値で推移した。一方、本研究におけるデータの収録においては、日出1時間後から日没1時間前までの間を昼間、日没1時間後から日出1時間前までの間を夜間と定義しており、昼間であれば午前中の航走も午後の航走も同じデータとして扱った。Shida (2001) が捉えた日周鉛直移動のリズムが、本研究における6月の調査時においても同様に繰り返されていると仮定した場合、本研究で採用した航走時間帯の設定では、 S_A が最大値および最小値を示した日没直前および日出直後の時間帯がいずれも含まれていない。さらに、昼間には午前中の比較的反応の少ない時間帯と、午後の比較的反応の強い時間帯の双方が含まれ、また夜間においても日没後の比較的反応の強い時間帯と、日出前の反応の低下する時間

帯の両方が含まれることになる。したがって、スケトウダラ若齢魚群の日周鉛直移動に伴う現存量推定値の日周変動が相殺され、均された形で表現されたとも考えられる。本研究において得られた年齢別現存量の推定結果は、1995年級が卓越年級であったことを加入前に検出するなど、若齢魚の年級豊度の多寡を捉えており、現在の調査時間帯設定においても、年級間の相対的な豊度は検出できていると考えられる。また、最も多くの魚群が計量魚探機の探知範囲に分布し、現存量が高く推定される時間帯のみを対象として定線航走を行う方法は、音響資源調査の実施条件としては極めて理想的ではある。しかし、限られた時間内で広範な調査海域を走査しなければならない調査の実情を鑑みると、定線航走に当てる時間帯を今以上に制限することは難しいと考えられる。今後、年齢別現存量推定値の絶対値としての評価が求められる場合には、スケトウダラ若齢魚の日周鉛直移動やTSの日周変動についての生態的な知見を積み重ねた上で、対象魚群の行動生態を考慮した形でより適切な調査時間帯の設定が必要になると考えられる。

7～8月および12～1月の調査で得られる年齢別の現存量推定値では、1998年7月および1999年1月の調査を除き、基本的に全ての年齢群において夜間の収録データに基づく現存量推定値が昼間のデータに基づく現存量推定値を上回った。この理由としては、夜間海底から離底・浮上することによって計量魚探機に捉えられていた個体が、昼間海底に沈降・着底することにより海底デッドゾーン内に含まれることにより (Fig. 32, 37), 昼間に収録したデータにおいて現存量推定値に過小推定が生じたためと考えられた。2001年1月、2001年7月および2002年1月の調査では、高豊度の2000年級の評価において、昼夜による現存量推定値の差が著しく拡大した (Fig. 46)。特に、2001年1月の調査における0歳魚 (2000年級) の現存量推定では、夜間のデータに基づく現存量推定では近年の年級の中でも非常に高い値を示したのに対して、昼間のデータに基づく現存量推定では極めて低い値に留まり、昼夜間で2000年級の年級豊度評価が全く異なる結果となった。同様の日周鉛直移動パターンおよび現存量推定値の昼夜による変動は、Shida (2001) が1996年および1997年の11月に道東海域に分布するスケトウダラ若齢魚群において観察した結果と一致した。また、濱津ら (2001) は、2000年9月の昼間に水深144～330mの道東陸棚域および上部陸棚斜面域において潜水艇によるスケトウダラ魚群の目視観測を行い、昼間の底層におけるスケトウダラ魚群が海底から3mの範囲で留まり遊泳する様子を観察した。これらの結果は、いずれも盛

夏から冬季にかけての道東海域に分布するスケトウダラを対象とした現存量推定において、昼間は多くの個体が海底デッドゾーン内に留まり、現存量が過小推定される恐れが強いことを示唆した。以上のことから、盛夏から冬季にかけての道東海域においてスケトウダラを対象とした音響資源調査を行う場合には、夜間にデータを収録する方がより高い現存量推定値が得られると判断された。

冬季の道東海域における推定現存量の減少とその要因

調査時期によっても現存量推定値は大きく変化した。同一年級の現存量推定値の推移を調査の順に追うと (Fig. 47), 多くの年級において、初夏の調査では高い値を示した現存量推定値が、約半年後の冬季調査では大きく減少し、更にその半年後の初夏の調査で再び大幅に増加し、季節に応じて上下動を繰り返すパターンを示した。初夏の調査に比べて冬季の調査における現存量推定値が減少する要因としては、三つの理由が考えられた。一つは、冬期間の道東海域における現存量そのものの減少の可能性が考えられる。初夏の道東海域に分布した魚の一部が冬期間に調査海域の外に移出し、その後翌6月までの間にそれらの魚が再び道東海域へ移入するような移動・回遊パターンが存在するならば、道東海域における現存量推定値は季節に応じて上下動することになる。このような移動は、成熟に達した成魚については十分に考えられる。スケトウダラ太平洋系群においては、多くの個体が4歳の冬に成熟を迎えるとともに、それまで索餌域として利用してきた道東海域から、産卵場が形成される噴火湾湾口部に向けて移動することが知られている (吉田, 1979; 濱津, 八吹, 1995)。しかし、若齢魚については冬期間の移動・回遊に関する知見はあまり得られていない。1997年12月および1998年1月に連続して実施した調査では (Fig. 41), 約1カ月の間にスケトウダラ2歳魚 (1995年級) の分布域が沖合側へ移動の様子が観察されたが、道東海域の外への若齢魚の移動の有無については、調査海域が限られていたこともあり評価できなかった。両調査を含め毎年12～1月に実施した音響資源調査では、若齢魚群は釧路より西側、特に襟裳岬周辺海域に偏って分布した (Fig. 21, 22, 24, 26)。さらに、日高湾まで調査海域を拡大した後に実施された2001年および2002年1月の調査では、襟裳岬東岸から襟裳岬西側の陸棚域にかけて0歳魚および1歳魚群が連続的に分布した (Fig. 28, 31)。これらの結果から、冬季の北海道太平洋岸におけるスケトウダラ若齢魚群の分布域は、釧路以西の道東陸棚域から襟裳岬周辺および日高湾沿岸部までの広範囲にわたる一方で、道東

海域だけを対象とした従来の冬季調査では若齢魚の分布域の全てを網羅した調査ではなかったために、その現存量が過小推定となった可能性も考えられた。しかし、調査海域を日高湾まで拡大した後に捉えられた2000年級の現存量推定では、日高湾沿岸に分布する0歳魚の現存量推定値（夜間）は6,600万尾で（Table 6）、道東海域における夜間の現存量推定値：4億3,660万尾と合計しても5億260万尾と、同年6月の調査時における道東での現存量推定値：13億2,660万尾（Table 5）を大きく下回った。一方、道東海域より東側の北方四島の太平洋岸への移出の可能性については、冬季の北方四島海域における調査・観測データが存在しないため、直接的な判断は難しい。しかし、道東海域内においても若齢魚の分布はより西側の襟裳岬周辺海域に集中し（Fig. 21, 22, 24, 26, 28, 31）、釧路以東の海域において若齢魚の分布が見られることがまれであった。これらのことを考慮すると、より水温が低く、若齢魚の生息環境としては厳しいと想像される北方四島海域へ冬期間大量の若齢魚群が移動することは考えにくい。このように、スケトウダラ若齢魚の現存量推定値が冬季調査において減少する理由を、調査海域の範囲の違いあるいは若齢魚群の道東海域からの移出で全て説明することは、本研究からは困難である。

冬季調査における現存量推定値が6月の調査における現存量推定値を大きく下回る二つ目の要因としては、前述の昼夜による現存量の変動と同様、海底デッドゾーンによる過小推定が考えられる。冬季調査で観察されたスケトウダラ魚群は、昼間は海底に張り付くように分布し、夜間わずかに離底あるいは中層へ浮上する日周鉛直移動を示した（Fig. 32）。また、夜間における魚群の上昇においても、6月の調査のように表・中層域まで魚群が浮上することは少なく、海底付近に留まる個体が多く観察された（Fig. 32）。このような日周鉛直移動のパターンから、冬季調査時におけるスケトウダラ魚群の分布は、6月調査時における魚群分布に比べ、海底デッドゾーンの影響を強く受けやすい条件にあった。それが現存量推定結果の過小推定として現れ、冬季調査における現存量推定値の減少につながった可能性が考えられる。三つ目の要因としては、冬期間荒天下で音響資源調査を実施することによる、航走減衰による過小推定の可能性が考えられる。1.2.3節では、本研究に用いた調査船における航走減衰の特徴について考察し、周波数38kHzにおいては、風波を船首側から受ける航走の場合、船速7.8~8.8ノット付近で1.3dB程度の減衰が起こることを明らかにした。この結果に基づき、同じ気象条件下における航走速度や風波に対する方向の影響は予測することが可能である。

しかし、異なる気象条件下においてどの程度の航走減衰が発生するかについては、現状では予測は困難である。Fig. 47に示したように、1月と6月の調査における現存量推定値の差はおおよそ2倍前後と考えられる。仮に1月の調査において、荒天により6月の調査に比べ3dB程度の航走減衰が発生すれば、現存量推定値は実際の1/2まで減少し、Fig. 47に示した程度の差を再現できてしまう。二つ目の要因として挙げた海底デッドゾーンの問題についても同じことが言えるが、同じ季節に実施された調査間で結果を比較する際には、測定時の環境は同じでありそれほど問題にはならないと思われる。しかし、異なる季節の調査によって得られた現存量推定値を比較する場合には、現時点では季節および気象条件による航走減衰や生物側の条件の違いが現存量推定に与える影響について正確な評価ができないことに十分留意する必要がある。

夏季の道東海域におけるスケトウダラ魚群の分布位置の移動と現存量推定値の変化

1996年6月および8月に道東海域において実施した音響資源調査の結果、6月に陸棚上に広く分布していたスケトウダラ1歳魚（1995年級、卓越年級）の魚群は、8月には襟裳岬東部沖合域においてまとまった魚群が観察されたのみで（Fig. 38）、推定された現存量推定値も、28億尾（昼間）から0.9億尾（夜間）へと、6月調査時の2割強まで減少した（Table 5）。2001年6月および7月に道東陸棚海域で実施した音響資源調査では、約1ヵ月の間に、全ての年齢群の分布域が陸棚の沖合側あるいは上部斜面域へ移動し（Fig. 39, 40）、かつ昼間の着底傾向が強まる様子が確認された（Fig. 36, 37）。魚群の沖合への移動を誘引する要因は明らかではないが、1ヵ月の間に陸棚上の水温が全体に2~4度程度上昇しており（Fig. 36, 37）、水温の上昇に伴い、より水温の低い沖合域へ移動した可能性も考えられる。また、1歳魚（2000年級）の現存量推定値は、昼間のデータに基づく結果では、6月の13億2,660万尾から7月の6億440万尾へと大幅に減少したのに対して、夜間のデータに基づく結果では、6月が14億1,040万尾、7月が16億4,160万尾とほぼ同じ値を示し、1996年の6月および8月の調査結果とは異なる傾向を示した（Table 5, 6, Fig. 46）。1996年、2001年の両年において、特に昼間の調査データに基づく現存量推定値が季節の進行とともに減少した背景には、前述のように昼間魚群が海底に着底する割合が上昇することにより、海底デッドゾーン内に分布する個体の割合が増加し、計量魚探機で捉えられる現存量が減少したことが考えられる。2001年6月および7月に実施し

た調査において、昼間の調査データに基づく現存量推定では両調査の間で大きな違いが見られたのに対して、夜間のデータに基づく現存量推定値はほぼ同じ値を示していた。このことは、7月下旬の調査においても、魚群が海底から離底しやすい夜間のデータを使うことにより、海底デッドゾーンの影響による過小推定を免れる可能性を示唆する結果と考えることができる。一方、1996年6月と8月の調査において得られた夜間の調査結果に基づく現存量推定値は、それぞれ17億4千万尾と9億2千万尾で (Table 5)、夜間の調査結果を用いても、両者間には大きな差が見られた。1996年8月の調査の場合は、昼夜いずれのデータに基づいても、魚群反応の分布範囲および分布量の双方ともに同年6月の時点に比べて大きく減少しており (Fig. 17, 38)、昼夜を問わず、計量魚探機で魚群反応を捉えることができない状態にあったことが予想される。考えられる原因の一つは、1996年6月と同様に魚群は調査海域内に分布していたものの、昼夜ともに海底デッドゾーン内にはほとんどの個体が分布し、海底から浮上せず、過小推定となった可能性がある。もう一つの原因としては、6～8月の間に若齢魚群が道東海域から逸散した可能性が挙げられる。魚群の逸散の可能性については、1996年6月の時点では道東陸棚域のほぼ全域で分布が確認されたスケトウダラ1歳魚 (1995年級) が、同年8月には襟裳岬東岸でまとまった魚群の分布が確認されたのみで、他の地点は魚群の分布が殆ど観測されなかったことから想像されるが (Fig. 38)、大量に分布していた1歳魚群がどこへ移動したのかについての情報は得られていない。本研究で得られたデータのみでは、盛夏におけるスケトウダラ若齢魚の現存量の減少が海底への着底による過小推定のみから生じているのか、さらに調査海域からの逸散も起こっているのかを判断することは困難である。しかし、道東海域に分布するスケトウダラ若齢魚群を対象として音響資源調査を実施する場合には、現存量推定値の減少が起こりうる盛夏よりも、6～7月の初夏に実施するほうが、問題が少ないと判断された。

混在する生物がスケトウダラの現存量推定に及ぼす影響

スケトウダラ魚群と混じって分布する魚種の存在は、音響資源調査における魚種判別を難しくする要因の一つとなる。オキアミや動物プランクトンは、夜間に表層付近に分散して分布し、中層から表層域まで浮上したスケトウダラと混在するケースも見られた。しかし、動物プランクトンの場合、38kHzなどの比較的低い周波数では、サイズと音波長の比である L/λ が小さく、

TSが大きく減少する (古澤, 1990; 古澤, 1994)。本研究において捉えられた動物プランクトンの反応も、38kHzでは魚類の散乱強度に比べて極めて小さく (Fig. 42)、スケトウダラの魚群反応に混在した状態で積分されても、よほど濃密なプランクトンが大量かつ広域に分布しない限りは、スケトウダラの現存量推定に与える誤差 (過大推定) は大きくないものと考えられた。

それに対して、スケトウダラ以外の魚種の魚群反応の混在あるいはスケトウダラ魚群との誤認は、スケトウダラの分布および現存量推定の上で大きな誤差要因となりうるため、魚種確認およびデータ解析にあたっては、十分な注意が必要であることが示唆された。1996年8月および1997年12月の道東海域における調査では、カタクチイワシの分布が確認された。カタクチイワシは、昼間は独特の形状の魚群を形成することが多く (Fig. 43上, 中図)、エコーグラム上の魚群形状から魚種を判断することも比較的容易であったが、時折海底直上に層状に分布する魚群などは (Fig. 43下図)、スケトウダラ魚群と誤認しかねない。さらに、夜間は表層付近で分散する傾向があり、やはり表層付近まで浮上して分散するスケトウダラ若齢魚群と同様の分布パターンを示した。本調査では夜間の漁獲試験を行っていないため、夜間の航走時に得られた魚群反応の魚種の判断は、昼間に実施したトロール曳網の結果にしたがって判断せざるを得なかった。しかし、昼間にカタクチイワシとスケトウダラの両種が分布する様な条件下では、夜間に表層域で分散して分布する魚群の魚種を判別・分離することは非常に困難である。そのため、カタクチイワシの魚群反応をスケトウダラと間違えて積分したり、あるいはその逆など、スケトウダラ若齢魚群の現存量推定における誤差要因の一つと考えられる。6月の調査時には、カタクチイワシの北海道太平洋岸への来遊量はまだそれほど多くなく、また1月の調査では12月よりも水温が低下することもあり、カタクチイワシの分布は確認されなかった。このことから、カタクチイワシが北海道太平洋岸へ来遊する夏から晩秋にかけての時期を外して調査を行い、魚種の誤認による現存量推定の誤差の増加を防ぐことを検討する必要がある。

イトヒキダラの魚群分布については、スケトウダラ魚群よりも深い側に分布し、またエコーグラム上でもスケトウダラ魚群との分布の境界が明らかな場合が多く (Fig. 45)、スケトウダラ魚群との区別は比較的容易であった。しかしながら、スケトウダラの分布域との境界深度は時期および海域によって大きく異なることがあり、水深200m付近まで分布域が上昇したイトヒ

キダラ魚群などがあると、しばしばスケトウダラ魚群と誤認され、漁獲試験によって訂正を行うこともあった。以上のことから、エコーグラム上で魚群反応が分布する深度帯からイトヒキダラ魚群であろうと推定した魚群についても、状況に応じて漁獲試験を行い、魚種判別の精度確認が必要と思われる。

第3章 魚群の分布位置情報に基づく年齢組成・年齢別体長組成の推定および魚群反応の年齢分解

第2章で示した通り、通常スケトウダラの魚群反応には複数の年齢群が含まれる。音響資源調査ではこれらは全て一つの音響散乱量として収録されるが、年齢別の現存量を推定する際には、それぞれの魚群反応ごとに、漁獲試験によって得られた年齢組成 p_i と年齢別に求めた $\overline{\sigma_{bs}}$ に基づき、(2.2) 式より各魚群反応の s_a を各年齢に分解し、年齢別現存量に換算した。この際、原則として各魚群反応と漁獲試験の結果は1対1で対応づけることから、できる限り多くの魚群反応に対して魚種確認のための漁獲試験を行う必要がある。しかし、トロール操業は時間と労力の掛かる作業であるため、計量魚探機で捉えた全ての魚群反応に対して漁獲試験を行うことは事実上不可能であり、実際には、いくつかの代表的な魚群反応に対してのみ漁獲試験を行う場合が多い。その結果、漁獲試験によって得られたスケトウダラの年齢組成および年齢別尾叉長組成の情報は、標本が得られた魚群反応のみならず、その周囲に分布する魚群の解釈に際しても、同様の年齢組成・年齢別尾叉長組成を持つものとして当てはめられることになる。しかし、漁獲試験が行われた魚群から遠く離れた魚群反応については、どの程度の年齢組成および年齢別尾叉長組成における類似性があるか不明であり、離れた魚群反応で得られた漁獲試験の結果をそのまま当てはめて良いかどうかは疑わしくなる。

もし、対象海域におけるスケトウダラの分布パターン、特に年齢組成および年齢別体長組成とその魚群の分布位置との間に何らかの関係が見いだせるならば、魚群反応の分布位置からその魚群におけるスケトウダラの年齢組成 p_i およびその年齢別平均後方散乱断面積 $\overline{\sigma_{bs}}$ を推定することで、魚種確認のためのトロール操業の数を減らし、また膨大な年齢査定作業を簡略化できると考えられる。

本章では、水深や東西方向などの魚群分布位置情報とスケトウダラの年齢組成および年齢別平均尾叉長との関係について検討し、その結果に基づいて魚群反応を各年齢群に分解する方法の開発を試みた。

方 法

調査の概要

本研究では、第2章で用いた調査結果のうち、1999年6月に道東海域において漁業調査船第三開洋丸（日本海洋株式会社所属）にて収録したデータおよび漁獲試験の結果を解析に用いた。調査の概要については、第2章で述べた通りである。第2章で用いた魚群反応の年齢分解法を用いて求めたスケトウダラの年齢別分布パターンをFig. 48に示した。

スケトウダラ魚群の年齢組成および年齢別尾叉長組成に影響を与える要因の検出

多変量解析の手法を用いて、スケトウダラ魚群の年齢組成及び年齢別尾叉長組成と相関を持つ要因の抽出を行った。

1) 魚群分布位置による年齢別尾叉長組成および年齢別 $\overline{\sigma_{bs}}$ の推定

(2.1) 式を用いて $\overline{\sigma_{bs}}$ を推定するためには、2つの生物パラメータ：平均尾叉長 $\overline{FL}$ と分散 σ_{FL} が必要である。そこで、まず年齢別尾叉長組成と魚群分布位置との関連について検討した。

1回の曳網において漁獲される同一年齢の個体 n_i を、同じ年齢群からの繰り返し抽出による標本とみなし、繰り返しのあるデータへの回帰分析を適用した。漁獲試験で得られた標本毎に、年齢 i における平均尾叉長 $\bar{y}_i$ を、各標本中の年齢 i の集団における個体の尾叉長データ y_{ij} ($j=1, \dots, n_i$) から計算した。ここで、 j は年齢 i の集団における各個体の番号を示す。この過程で、1個体しか漁獲されなかった年齢群については、年齢別尾叉長組成の分散が計算できないため、以後の計算から除いた。分布位置情報を説明変数に、また漁獲試験毎の $\bar{y}_i$ を目的変数とし、回帰式を当てはめた。魚群分布位置の情報としては量的変数である分布水深: x と、質的変数として分布海域あるいは中層曳網か着底曳網かの違い: c を説明変数として想定した。ある水深 x_0 と海域区分 c_1, c_2 および曳網形態 c_3 における $\bar{y}_i$ の期待値: $\hat{\eta}_0$ は、変数 x_0 と c により以下の式で表される:

$$\hat{\eta}_0 = b_0 + b_1 x_0 + c_1 + c_2 + c_3 \quad (3.1)$$

その後、逐次選択法により変数の選択を行った。同時に、 $\hat{\eta}_0$ の標準誤差を以下の式により求めた:

$$s(\hat{\eta}_0) = \sqrt{\frac{1}{m} \cdot s_e^2 + (x_0 - \bar{x})^2 \cdot s(b_1)^2} \quad (3.2)$$

ここで

m : 回帰分析に用いた y_i の数

s_e : $\hat{\eta}_0$ と y_i の残差

$\bar{x}$: 回帰分析に用いた量的変数 x の平均値

$s(b_1)$: 回帰係数 b_1 の標準誤差。

平均尾叉長の期待値 $\hat{\eta}_0$ まわりの個々の尾叉長データ y_{ij} のバラつき $s(\hat{y}_0)$ は、漁獲標本毎に得られる y_i からの y_{ij} の偏差 $s(y_{ij})$ を $s(\hat{\eta}_0)$ に加えることで示される:

$$s(\hat{y}_0) = \sqrt{s(\hat{\eta}_0)^2 + s(y_{ij})^2} \\ = \sqrt{\frac{1}{m} \cdot s_e^2 + (x_0 - \bar{x})^2 \cdot s(b_1)^2 + s(y_{ij})^2} \quad (3.3)$$

ここで

$$s(y_{ij}) = \sqrt{\frac{\sum_i \left(\sum_j (y_{ij} - \bar{y}_i)^2 \right)}{\sum_i n_i - 1}} \quad (3.4)$$

最後に、 $\hat{\eta}_0$ と $s(\hat{y}_0)$ およびスケトウダラにおける基準化 TS: $TS_{cm} = -66.0\text{dB}$ (Foote and Traynor, 1988) を線形変換した後 (2.1) 式に代入し σ_{bs} を求めた。

2) 魚群分布位置情報に基づく年齢組成比の推定

年齢組成比は 0 から 1 の間の値を取る変数である。第 2 章で示した通り、北海道太平洋海域に分布するスケトウダラでは、分布深度が増すにつれてその年齢組成が若い年齢群主体から高齢群主体へと変化する傾向が見られた。そこで、年齢組成の変化に対する独立変数として水深をとり、ロジスティック回帰を行った。

まず、漁獲標本ごとに年齢が k 歳以上のスケトウダラ個体がスケトウダラ全体の尾数 n に占める割合 $p_{k\leq}$ を計算した。次に、 $p_{k\leq}$ を対数変換して経験ロジット $z_{k\leq}^*$ を求め、水深に対してプロットした:

$$z_{k\leq}^* = \ln \left(\frac{p_{k\leq}^*}{1 - p_{k\leq}^*} \right) = \ln \left(\frac{r_{k\leq} + 0.5}{n - r_{k\leq} + 0.5} \right) \quad (3.5)$$

重みづけ回帰直線を経験ロジットの散布図に当てはめ、それを逆ロジット変換して得たロジスティック曲線:

$$p_{k\leq}^* = \frac{1}{1 + e^{-z_{k\leq}^*}} \quad (3.6)$$

が、年齢 k 以上の個体の組成比を示すロジスティック曲線となる。なお、経験ロジットの散布図への重みづけ回帰直線の当てはめには、統計ソフトウェアパッケージ “StatView” を用いた。

最後に、年齢 $k-1$ における年齢組成比 p_{k-1}^* を、得られたロジスティック曲線間の減算: $p_{k-1}^* - p_{k\leq}^*$ によって求めた。また 1 歳魚の年齢組成比は $1 - p_{2\leq}^*$ によって求めた。

複合正規分布による年齢別尾叉長組成の再現

年齢別尾叉長組成を正規分布で近似する場合、正規分布を規定する 2 つのパラメタである平均値 μ と標準偏差 σ に、年齢群毎の平均尾叉長 $\hat{\eta}_0$ とその標準偏差 $s(\hat{\eta}_0)$ をそれぞれ代入する:

$$f(l) = \frac{1}{\sqrt{2\pi} \cdot \sigma} \cdot \exp \left(-\frac{(l - \mu)^2}{2\sigma^2} \right) \quad (3.7)$$

ここで、 l はある体長を示す。

よって、複数の年齢群からなる集団の尾叉長組成は、年齢群ごとに得られた尾叉長組成に、年齢組成比を掛けたうえで積み重ねた複合正規分布として表される:

$$\sum_k (p_k^* \cdot \int f(l_k)) \quad (3.8)$$

ここで、 $\int f(l_k)$ は年齢 k におけるある体長階級内の頻度を算出するための積分を示す。

これら一連の計算過程は、複数の年齢群からなる体長組成を複合正規分布とみなし、それを個々の正規分布に分解する方法 (田中, 1956; Hasselblad, 1966) の逆を辿るのと同じことになる。

複数の年齢群からなる尾叉長組成の再現性を評価するため、トロール漁獲の行われた地点における位置情報を用いて複合正規分布による尾叉長組成を再現し、実際の操業で得られた年齢別尾叉長組成と比較した。

さらに、位置情報に基づく複合正規分布による尾叉長組成を用いて、調査で得られた魚群反応を各年齢群に振り分け、従来の年齢分解法による年齢別現存量推定結果と比較した。

結 果

予備的解析

全 33 回実施した試験操業のうち、31 回の操業においてスケトウダラの漁獲尾数が他の種に優占した (Fig. 48)。そのうち、スケトウダラが 50 尾以上漁獲された 23 回の操業における年齢別尾叉長組成を、Fig. 49 に積み重ね棒グラフの形で示した。縦に二つ並べて表示したグラフのうち、上側が実際の試験操業結果から得られた年齢別尾叉長組成を示す。グラフの配置は、図中の上下が調査海域内における東西方向に、図中の左右が浅深方向に対応するよう配置した。各年齢群における尾叉長組成と分布水深との関係を Fig. 50 左列に示した。

従来の年齢分解法によって得られた年齢別の水平分布パターン (Fig. 48), および Fig. 49 に示した漁獲試験毎の年齢別尾叉長組成から, 以下のことが示唆された:

- 1) 魚群の分布する位置によって, スケトウダラの年齢組成に特徴が見られた (Fig. 48)。釧路以東海域では 1 歳魚および 4 歳魚, 釧路以西の定線 J ~ M 付近の海域では 2 歳魚および 3 歳魚が他の年齢群よりも多く分布する傾向が見られた。また襟裳岬周辺海域では, 釧路以西海域とも異なり, 1 歳魚および 2 歳魚の分布が多く見られた。
- 2) 小型で若齢の個体ほど浅い側に分布し, 大型で高齢の個体ほど深い側に分布する傾向が見られた (Fig. 48, 49)。

これらの結果から, スケトウダラの分布, 特に年齢組成及び年齢別尾叉長組成に影響を与える魚群分布位置情報として, 水深と海域の 2 つを説明変数として採用した。海域については, 年齢組成に特徴が見られた釧路以東海域, 釧路以西海域及び襟裳周辺海域の 3 海域に調査水域を区分して扱った (Fig. 48)。

回帰分析

1) 年齢別平均尾叉長と環境要因との関係

3 つの異なる説明変数: 水深 x_0 , 3 つに区分した海域の違いを表現する c_1 , c_2 および曳網方法の違いを表す c_3 と, 年齢別平均尾叉長 $\bar{y}_i$ との間の回帰関係を逐次選択法によって求め, Table 7 に回帰式を, また Fig. 50 中列に回帰直線と平均尾叉長 $\bar{y}_i$ の標準偏差 (SD) の範囲を示した。回帰分析の結果, 道東海域におけるスケトウダラの分布位置と魚群の年齢組成および年齢別尾叉長組成の間で, 以下に示す関係が示された:

- 平均尾叉長: $\bar{y}_i$ と水深: x_0 , 海域特性: c_1 および c_2 との関係は回帰直線式によって表現された (Table 7)。
- 1 歳魚 (釧路以西海域を除く), 3 歳魚および 4 歳魚における平均尾叉長: $\bar{y}_i$ は, 分布水深の増加に伴い有意に増加した (Table 7; Fig. 50 中列)。
- 分布海域区分による尾叉長組成の違いは, 3 歳魚, 4 歳魚および 5 歳魚において有意であった (Table 7)。3 歳魚では, 回帰直線の傾きは 3 海域とも同じであったものの, 切片の値が海域区分により有意に異なった。すなわち, いずれの水深においても, 釧路以西海域における 3 歳魚の平均尾叉長 $\bar{y}_3$ は 28.3mm, また襟裳周辺海域における 3 歳魚の平均尾叉長 $\bar{y}_3$ は 32.5mm ほど, 釧路以東海域における 3 歳魚の平均尾叉長 y_3 よりも小さかった。4 歳魚では, 釧路以東海域における回帰直線の傾きは, 他の 2 海域における回帰直線の傾きよりも有意に大きかった。5 歳魚

以上では, 分布水深による平均尾叉長 $\bar{y}_{5+}$ の変化は有意ではなく, 海域による違いのみが有意となった。すなわち, 襟裳以東における $\bar{y}_{5+}$ は, それ以外の海域における y_{5+} よりも 31.8mm 大きかった。

- トロール曳網方法の違い (中層曳網か着底曳網か) を表す c_3 は, いずれの海域区分および年齢群における尾叉長組成においても有意な関係は見いだされなかった。
- 襟裳以西海域に分布する 1 歳魚および 2 歳魚では, 平均尾叉長 y_i といずれの説明変数との間においても有意な関係が見られなかった (Table 7, Fig. 50 中列)。
- 平均尾叉長の標準偏差 $s(\hat{y}_0)$ の, 水深 x_0 の増加に対する変化はごくわずかであった (Table 7, Fig. 50 中列)。

2) 魚群の年齢組成比と魚群分布位置との関係

第 2 章および予備的解析の結果, 分布水深の増加に伴いスケトウダラ魚群における年齢組成比が若齢魚主体から高齢魚主体へ変化する傾向が示された。そこで, 年齢別尾叉長組成と同様に釧路以東, 釧路以西および襟裳周辺海域の 3 海域におけるスケトウダラ魚群内の年齢組成比と分布水深との間の関係について検討した。その結果, 経験ロジット $z_{k\leq}^*$ への回帰直線の当てはめでは, いずれの水深, 年齢群においても有意な関係が得られた (Table 7)。得られた回帰直線を逆ロジット変換し, 水深に応じて変化する年齢組成比を表すロジスティック曲線を得た (Fig. 50 右列)。その後, 各海域における年齢別のロジスティック曲線を重ね合わせ, 分布水深に応じた年齢組成比を示した (Fig. 51)。

年齢別 σ_{bs} と複数年齢群の尾叉長組成の再現

分布水深と海域区分を用いて, 年齢別尾叉長組成と年齢組成比の両方を推定することができた。そこで, その結果がどの程度現実の魚群分布を反映しているかを評価するため, 実際の漁獲試験の結果と比較した (Fig. 49)。漁獲試験が行われた位置の水深及び海域区分を用いて, その位置に分布する魚群の年齢別平均尾叉長 $\hat{\eta}_0$ とその標準偏差 $s(\hat{y}_0)$, それらの値を (2.1) 式に代入して求められる σ_{bs} の常用対数を取り dB 表示した TS_{Avg} , および年齢組成比 p_{k-1}^* を回帰式から推定し, Fig. 49 の表に示した。これらの推定値を (3.8) 式に代入し, 年齢毎の体長組成を複合正規分布の形で表現し, 実際の漁獲物中の年齢別尾叉長組成と比較した (Fig. 49)。

トロールによる漁獲標本から得られた年齢別 TS_{Avg} と, 回帰関係を用いて推定した TS_{Avg} を比較した結果, 両者

間におけるTS_{AVG}の差は最大でも1.4dB (Fig. 49 MT-07, 5歳以上)に留まり、多くのケースではTS_{AVG}の差は1dB未満に収まった。この結果から、魚群分布位置情報を用いて推定した年齢別TS_{AVG}は、実際に漁獲試験で得られた標本から求められるTS_{AVG}を良く再現していた。

複数年齢群の尾叉長組成の再現においては、2歳魚以上の年齢群についてはほぼ実測値に似た年齢組成および年齢別尾叉長組成を再現することができた (Fig. 49)。それに対して、特に浅海域における1歳魚の分布については、尾叉長組成はほぼ実際と同じ範囲で再現できたものの、実際の操業では1歳魚が漁獲されなかった場所で1歳魚の分布が再現されたり (Fig. 49, MT-12)、逆に実際には1歳魚が漁獲されているにも関わらず、わずかな量の1歳魚の分布しか再現されな

いなど (Fig. 49, MTT-02およびMT-16)、年齢組成の再現性におけるばらつきが大きいことが示された。

魚群分布位置情報に基づくスケトウダラ魚群反応の年齢分解

魚群分布位置情報との回帰式から得られた年齢別の σ_{bs} および年齢組成比 p_{k-1}^* を(2.2)式に代入し、 s_a の年齢分解を行った。 s_a の年齢割り当ての係数となる単位面積あたりの年齢*i*の尾数: D_i を海域ごと、水深10m毎に計算し、スケトウダラ魚群反応の s_a の年齢振り分けに用いた。この方法による年齢別の現存量推定結果と、従来の年齢分解法に基づく年齢別現存量推定結果をTable 8に示した。また、適用した方法の違いによる年齢分解結果の違いを表現するため、調査定線における魚群反応の年齢分解結果の違いを、海域ごとに1

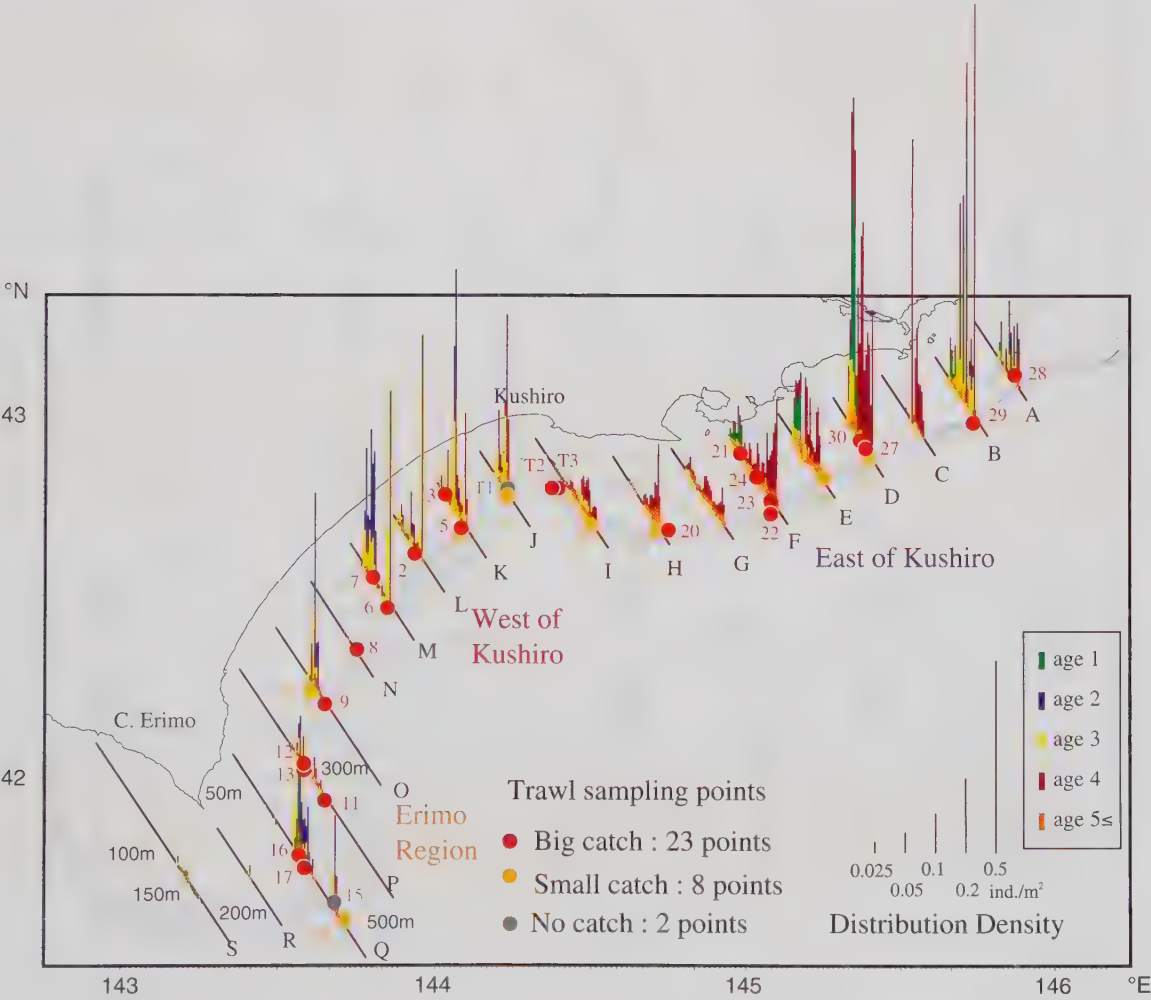


Fig. 48. Transects, trawl sampling points and the distribution pattern of walleye pollock at age interpreted by the conventional method of age decomposition

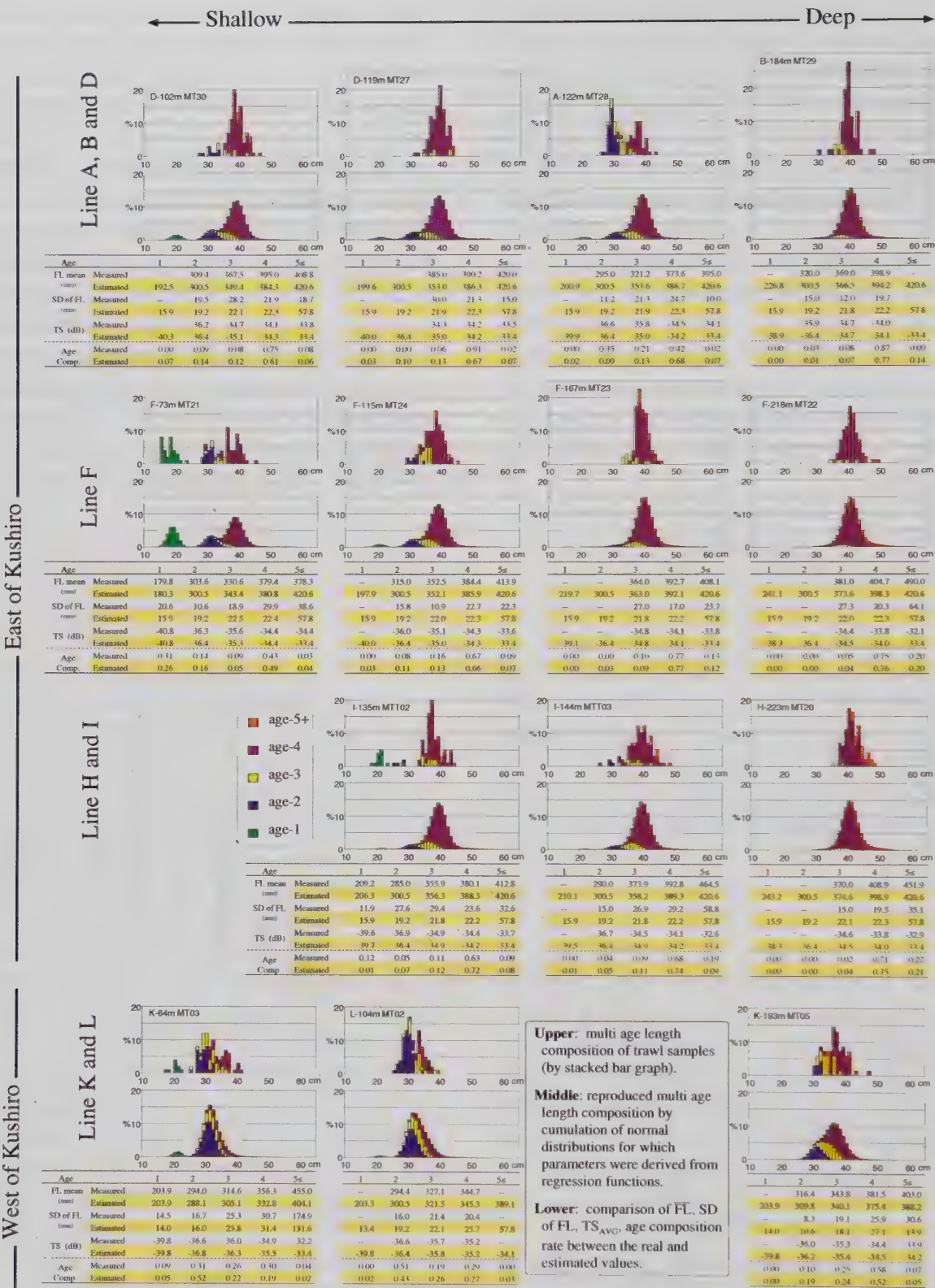
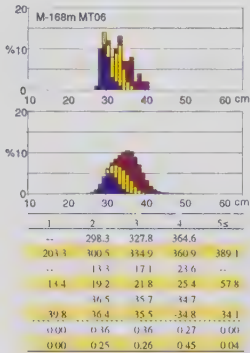
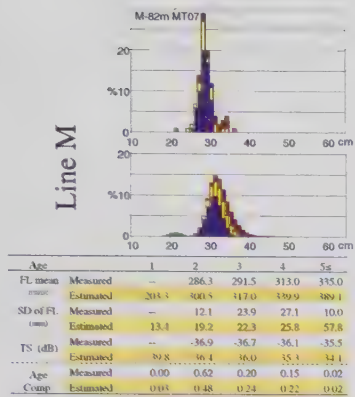


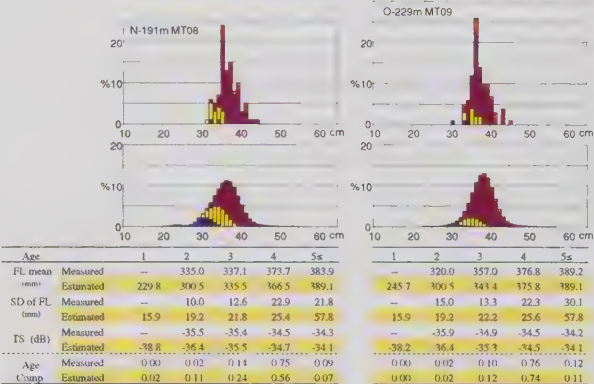
Fig. 49a. Comparison of TS_{AVG} , age composition rate and the multi age length compositions of walleye pollock (1)

(West of Kushiro)

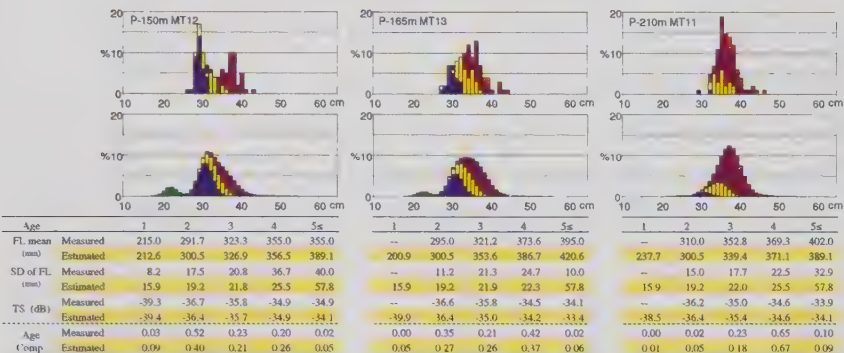
Line M



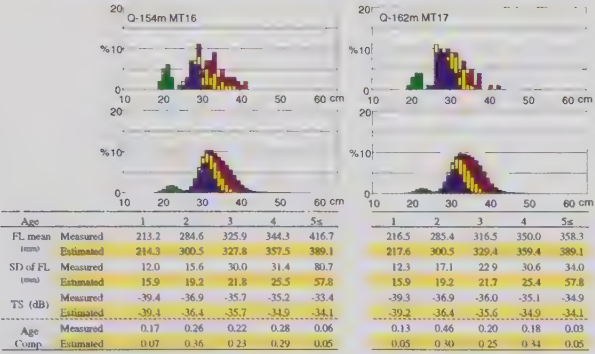
Line N and O



Line P



Line Q



Upper: multi age length composition of trawl samples (by stacked bar graph).
Middle: reproduced multi age length composition by cumulation of normal distributions for which parameters were derived from regression functions.
Lower: comparison of FL, SD of FL, TS_{AVG}, age composition rate between the real and estimated values.

Fig. 49b. Comparison of TS_{AVG}, age composition rate and the multi age length compositions of walleye pollock (2)

定線ずつ代表例としてFig. 52 に積み上げ棒グラフの形で示した（釧路以東: Line D, 釧路以西: Line M, 襟裳周辺: Line Q）。

従来の年齢分解法と、魚群分布位置情報を用いた年齢分解法によって推定された年齢別現存量の差は、2～4歳魚では20%以内の差に収まった（Table 8D）。一方、1歳魚および5歳魚以上については、両年齢分解法の間で40%あるいはそれ以上の差が生じた（Table 8D）。これらの現象は、各調査定線上の魚群反応を各年齢に配分する際にも確認された。定線Dにおいては、浅海域における魚群反応の1歳魚への割り付け比率が、両方法間で大きく異なることが示された（Fig. 52a）。

考 察

魚群分布位置情報に基づく年齢別平均TSの再現性

魚群の分布位置情報を用いて推定した平均尾叉長の期待値: $\hat{\eta}_0$ と、そのまわりの尾叉長データのバラつき: $s(\hat{y}_0)$ の両パラメタを（2.1）式に代入して求めた年齢別平均後方散乱断面積: $\overline{\sigma_{bs}}$ （比較にあたって常用対数をとってTS_{AVG}で表示）は、漁獲試験で得られた標本から計算した年齢別のTS_{AVG}と近い値を示した（Fig. 49）。この結果は、以下の理由によると考えられた。

- 多くの地点において、平均尾叉長の期待値: $\hat{\eta}_0$ と魚群分布位置情報（水深、海域区分）との関係を有意な回帰関係として示すことができた。
- 年齢別平均後方散乱断面積: $\overline{\sigma_{bs}}$ を計算する（2.1）式には、平均尾叉長の期待値: $\hat{\eta}_0$ とそのまわりの尾叉長データのバラつき: $s(\hat{y}_0)$ の2つの項が含まれるものの、 $s(\hat{y}_0)$ の位置情報による変動は小さく、さらに（2.1）式における $\hat{\eta}_0^2$ の効果が $s(\hat{y}_0)^2$ に比べて極めて大きいために、 $\overline{\sigma_{bs}}$ の殆どが $\hat{\eta}_0$ のみで決定された（Table 7）。
- $\hat{\eta}_0$ の期待値が真値から多少ずれても、 $\overline{\sigma_{bs}}$ の変動がわずかであった。例えば、尾叉長30cmのスケトウダラ2歳魚において、平均尾叉長の標準偏差に相当する2cm分誤って平均尾叉長の期待値を推定したとしても、その結果現れる $\overline{\sigma_{bs}}$ の変化はわずかに0.8倍あるいは1.1倍程度（TS_{AVG}で0.6dB）に収まる。より体長の小さな平均尾叉長20cmのスケトウダラ1歳魚の場合でも、平均尾叉長分布の標準偏差に相当する1.5cm分だけ期待値が変動した際の $\overline{\sigma_{bs}}$ の変化は0.9倍あるいは1.2倍程度（TS_{AVG}で0.7dB）である。

すなわち、スケトウダラ魚群の分布位置情報から推定された年齢別平均尾叉長の期待値と真値とのずれの程度が $\overline{\sigma_{bs}}$ の推定に大きな影響を与えない範囲に収まっていたことが、 $\overline{\sigma_{bs}}$ （TS_{AVG}）の推定値と実測値の間で良い一致を見た理由であると考えられた。

魚群分布位置情報に基づいた年齢組成比の再現性および現存量推定値の手法間での比較

年齢別現存量の推定では、1歳魚及び5歳魚以上の現存量評価において、魚群分布位置情報に基づく魚群反応の年齢分解法と、第2章で用いた魚群と魚種確認結果を1対1で対応づける年齢分解法との間で大きな違いが生じた（Table 8）。（2.2）式に示されるように、魚群反応の年齢分解には、年齢別 $\overline{\sigma_{bs}}$ と年齢組成比 p_i の双方が影響を与える。このうち $\overline{\sigma_{bs}}$ については、魚群分布位置から推定された1歳魚の $\overline{\sigma_{bs}}$ は試験操業で得られた $\overline{\sigma_{bs}}$ （比較時にはTS_{AVG}）と良く一致しており（Fig. 49）、かつ分布水深帯が100m以浅のごく狭い範囲に限られていることから（Fig. 48）、実測された尾叉長組成に基づく $\overline{\sigma_{bs}}$ と大きな相違は生じないと考えられた。また、5歳魚以上の $\overline{\sigma_{bs}}$ についても、MT-07のケース（Fig. 49）のように、推定値と実測値の差が若干大きくなるケースも見られたものの、多くの場合 $\overline{\sigma_{bs}}$ の差はTS_{AVG}で1dB以下に収まっていた。さらに、水深と平均尾叉長の回帰関係も見られないことから（Table 7）、やはり $\overline{\sigma_{bs}}$ の推定法の違いが魚群反応の年齢分解結果に与える影響は小さいと考えられた。そこで、魚群反応の年齢分解過程におけるもう一方の重要なパラメタである年齢組成比 p_i の再現性について検討した。魚群分布位置情報に基づく年齢分解法で求めた調査海域全体での5歳魚以上の現存量の推定値は、第2章で用いた年齢分解法による推定値の140%と、より大きな値を示した（Table 8D）。この理由としては、魚群分布位置情報に基づく年齢分解法における水深変化の影響が、最も深くかつ深度変化の大きな陸棚上部斜面域に多く分布する魚群量の評価に最も大きく現れたことが挙げられる。実際の漁獲試験によって得られた年齢組成の変化からも（Fig. 49）、より深い位置に分布する魚群において5歳魚以上の年齢群の組成比が大きくなることは明らかであり、水深との関係をロジスティック回帰で表現した方法そのものは適切であったと思われる。しかしながら、斜度の緩い陸棚域に分布する魚群反応と、斜度のきつくなる陸棚縁辺部および陸棚斜面域に分布する魚群反応とでは、その中の年齢組成比の変化が大きく異なる。本章で実施した位置情報に基づく魚群反応の年齢分解では、水深10m刻みで異なる年齢組成比および年齢別 $\overline{\sigma_{bs}}$ を適用した。斜度の緩い陸棚上に分布する魚群を分布水深に対応した年齢組成比を用いて分解する場合、一つの魚群に対して当てはまる年齢組成比のパターンは、多くとも数パターンで済み、かつその中での年齢組成比の変化もそれほど小さくなく、結果的に一つの魚群内における年齢組成比の変化はわずかな範囲に留まる。これは、一

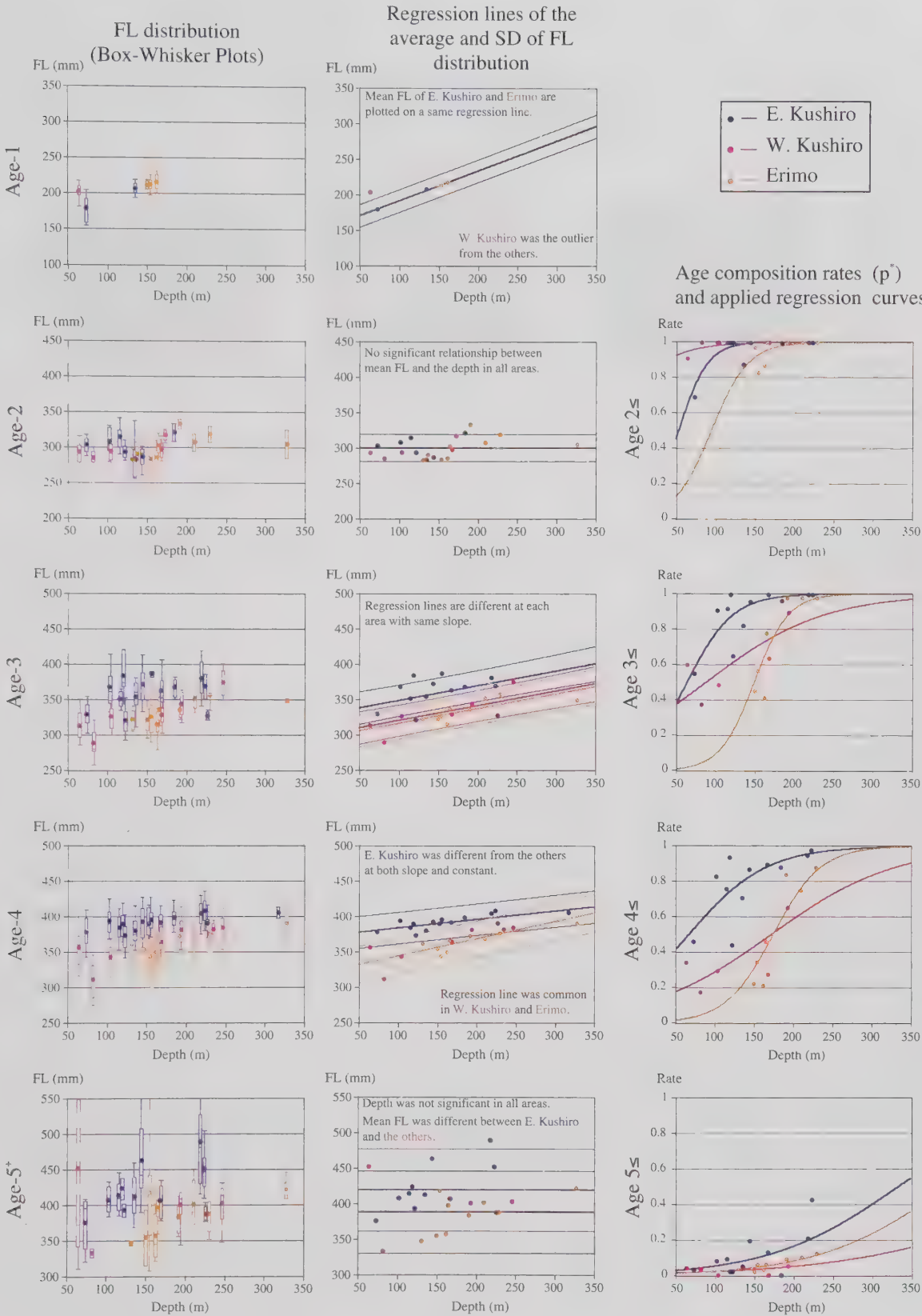


Fig. 50. Fork length (FL) distribuion, regression lines and their SD of mean FL, and the age composition rate at each age and area in relation to the depth. Both thick and fine lines in the graphs of the center column indicate the regression lines and the ranges of SD of mean FL distributions against the depth

Table 7. Regression functions of the mean, SD of FL distribution and the age composition rate in relation to the depth

Fork length distribution at each age and the sub area in relation to the depth							Age composition rate in relation to the depth	
Age	Area	The estimator of mean FL	SD of the estimated FL distribution	The terms for deriving SD of FL			Age group	Empirical logit model of the age composition rate over age k
			$s(\hat{y}_0) = \sqrt{\frac{1}{m} \cdot s_e^2 + (x_0 - \bar{x})^2 \cdot s(b_1)^2 + s(y_{ij})^2}$	m	S ₀	x s(b ₁) s(y _{ij})		$z_{k\leq}^* = \ln \left(\frac{p_{k\leq}^*}{1 - p_{k\leq}^*} \right) = \ln \left(\frac{r_{k\leq} + 0.5}{n - r_{k\leq} + 0.5} \right)$
1	E. Kushiro	$\hat{\eta}_0 = 149.7 + 0.4191x_0$ (p: 0.000)	$s(\hat{y}_0) = \sqrt{251.83 + 0.00026052 \cdot (x_0 - 134.80)^2}$	5	1.1593	134.80 0.016141 15.861		
	W. Kushiro	$\hat{\eta}_0 = 203.3$ (Const.) (Not significant)	$s(\hat{y}_0) = 13.370$ (Const.)	-	-	- 13.370	$1 \leq$	
	Erimo	$\hat{\eta}_0 = 149.7 + 0.4191x_0$ (p: 0.000, same as E. Kushiro)	$s(\hat{y}_0) = \sqrt{251.83 + 0.00026052 \cdot (x_0 - 134.80)^2}$ (same as E. Kushiro)	5	1.1593	134.80 0.016141 15.861		
2	E. Kushiro							$\hat{z}_{2\leq}^* = -2.8954 + 0.054330x_0$ (p: 0.000)
	W. Kushiro	$\hat{\eta}_0 = 300.5$ (Const.)	$s(\hat{y}_0) = 19.152$ (Const.)	-	3.1644	- 18.889	$2 \leq$	$\hat{z}_{2\leq}^* = 1.1351 + 0.027211x_0$ (p: 0.023)
	Erimo	(Not significant)						$\hat{z}_{2\leq}^* = -4.0708 + 0.042819x_0$ (p: 0.000)
3	E. Kushiro							$\hat{z}_{3\leq}^* = -2.1602 + 0.034352x_0$ (p: 0.000)
	W. Kushiro	$\hat{\eta}_0 = 328.2 + 0.2081x_0 + \begin{pmatrix} 0 \\ -28.3 \\ -32.5 \end{pmatrix}$ (p: 0.003)	$s(\hat{y}_0) = \sqrt{473.01 + 0.0040394 \cdot (x_0 - 162.84)^2}$	28	18.234	162.84 0.063556 21.474	$3 <$	$\hat{z}_{3\leq}^* = -1.1685 + 0.013355x_0$ (p: 0.000)
	Erimo	(p: 0.001)						$\hat{z}_{3\leq}^* = -6.8622 + 0.046197x_0$ (p: 0.000)
4	E. Kushiro	$\hat{\eta}_0 = 372.0 + 0.1205x_0$ (p: 0.002)	$s(\hat{y}_0) = \sqrt{494.07 + 0.00092039 \cdot (x_0 - 163.40)^2}$	15	7.0191	163.4 0.03034 22.154		$\hat{z}_{4\leq}^* = -1.3545 + 0.020289x_0$ (p: 0.000)
	W. Kushiro						$4 \leq$	$\hat{z}_{4\leq}^* = -2.1663 + 0.012593x_0$ (p: 0.000)
	Erimo	$\hat{\eta}_0 = 319.9 + 0.2440x_0$ (p: 0.000)	$s(\hat{y}_0) = \sqrt{646.91 + 0.0021977 \cdot (x_0 - 175.65)^2}$	16	12.015	175.65 0.04688 25.256		$\hat{z}_{4\leq}^* = -5.74366 + 0.032903x_0$ (p: 0.000)
5 ≤	E. Kushiro							$\hat{z}_{5\leq}^* = -4.0376 + 0.012096x_0$ (p: 0.000)
	W. Kushiro	$\hat{\eta}_0 = 420.6 + \begin{pmatrix} 0 \\ -31.8 \\ -31.8 \end{pmatrix}$ (p: 0.033)	$s(\hat{y}_0) = 57.776$ (Const.)	-	33.806	- 46.853	$5 \leq$	$\hat{z}_{5\leq}^* = -4.5013 + 0.008105x_0$ (p: 0.037)
	Erimo							$\hat{z}_{5\leq}^* = -4.8587 + 0.012252x_0$ (p: 0.000)
								$p_{k<}^* = \frac{1}{1 + \exp(-z_{k<}^*)}$

つの魚群に対して一つの漁獲試験の結果を当てはめて年齢分解を行う従来法とあまり相違は起こらない。それに対して、陸棚斜面域に分布する魚群反応は、一つの魚群反応の中で、深度が大きく異なるため、数多く

の年齢組成比が水深10m刻みで細かく魚群反応に対応することになる。その結果、魚群反応の沖合側では、同じ魚群の沿岸側に比べて高齢魚の割合が高く解釈されることになる。一方、実際の漁獲試験において陸棚

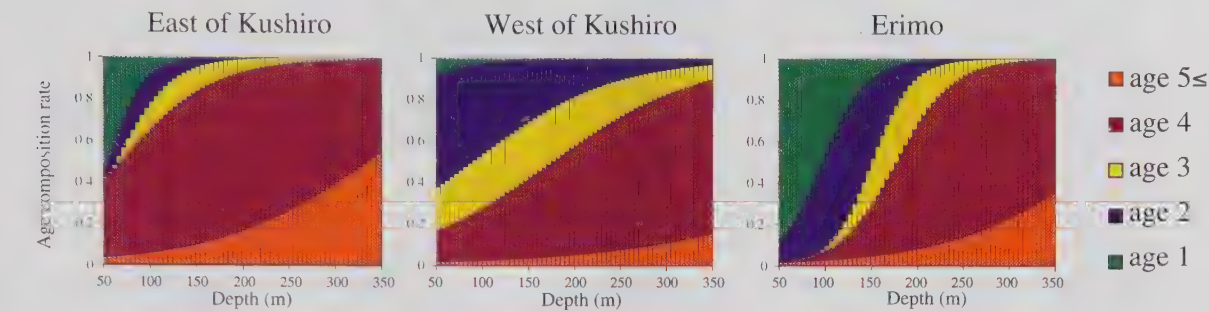


Fig. 51. Transitions of the age composition rates with increase in depth estimated from the logistic regression

Table 8. Variation of the results of stock estimation according to the applied methods of age decomposition

A Line-D (E. Kushiro)						
	Age-1	Age-2	Age-3	Age-4	Age-5≤	Total
Conventional	17,228	8,058	6,666	49,142	2,222	83,316
Age composition ratio (%)	(20.7)	(9.7)	(8.0)	(59.0)	(2.7)	(100.0)
This study	6,918	10,120	8,051	45,792	4,492	75,372
Age composition ratio (%)	(9.2)	(13.4)	(10.7)	(60.8)	(6.0)	(100.0)
Variation between the methods	40.2%	125.6%	120.8%	93.2%	202.2%	90.5%
B Line-M (W. Kushiro)						
	Age-1	Age-2	Age-3	Age-4	Age-5≤	Total
Conventional	269	21,382	10,104	7,578	669	40,001
Age composition ratio (%)	(0.7)	(53.5)	(25.3)	(18.9)	(1.7)	(100.0)
This study	859	14,346	8,606	10,653	1,008	35,473
Age composition ratio (%)	(2.4)	(40.4)	(24.3)	(30.0)	(2.8)	(100.0)
Variation between the methods	320.0%	67.1%	85.2%	140.6%	150.8%	88.7%
C Line-Q (Erimo)						
	Age-1	Age-2	Age-3	Age-4	Age-5≤	Total
Conventional	4,227	10,619	6,720	8,573	1,565	31,703
Age composition ratio (%)	(13.3)	(33.5)	(21.2)	(27.0)	(4.9)	(100.0)
This study	1,612	8,271	6,545	10,061	1,565	28,054
Age composition ratio (%)	(5.7)	(29.5)	(23.3)	(35.9)	(5.6)	(100.0)
Variation between the methods	38.1%	77.9%	97.4%	117.4%	100.0%	88.5%
*No. ind. on the rectangle along the transect: 8 nautical miles x the length of the transect.						×1,000 ind.
D Total quantity of the whole area						
	Age-1	Age-2	Age-3	Age-4	Age-5≤	Total
Conventional	35,911	85,915	62,369	185,768	18,216	388,178
Age composition ratio (%)	(9.3)	(22.1)	(16.1)	(47.9)	(4.7)	(100.0)
This study	20,591	70,990	54,695	201,713	25,514	373,503
Age composition ratio (%)	(5.5)	(19.0)	(14.6)	(54.0)	(6.8)	(100.0)
Variation between the methods	57.3%	82.6%	87.7%	108.6%	140.1%	96.2%
						×1,000 ind.

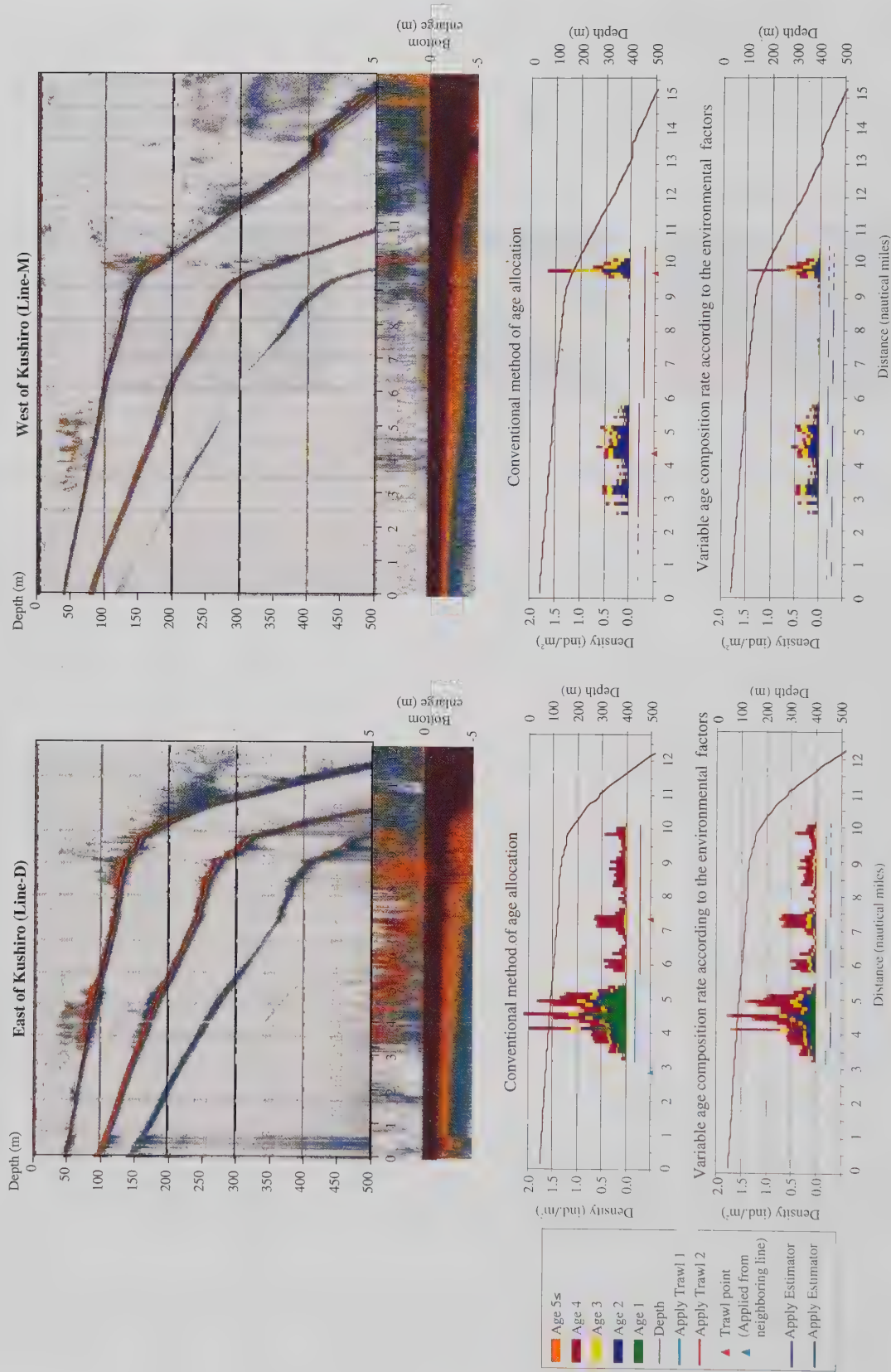


Fig. 52a. Results of the age allocation of echograms of walleye pollock using different estimation methods both of TS_{AVG} at age and the age composition rate (1)

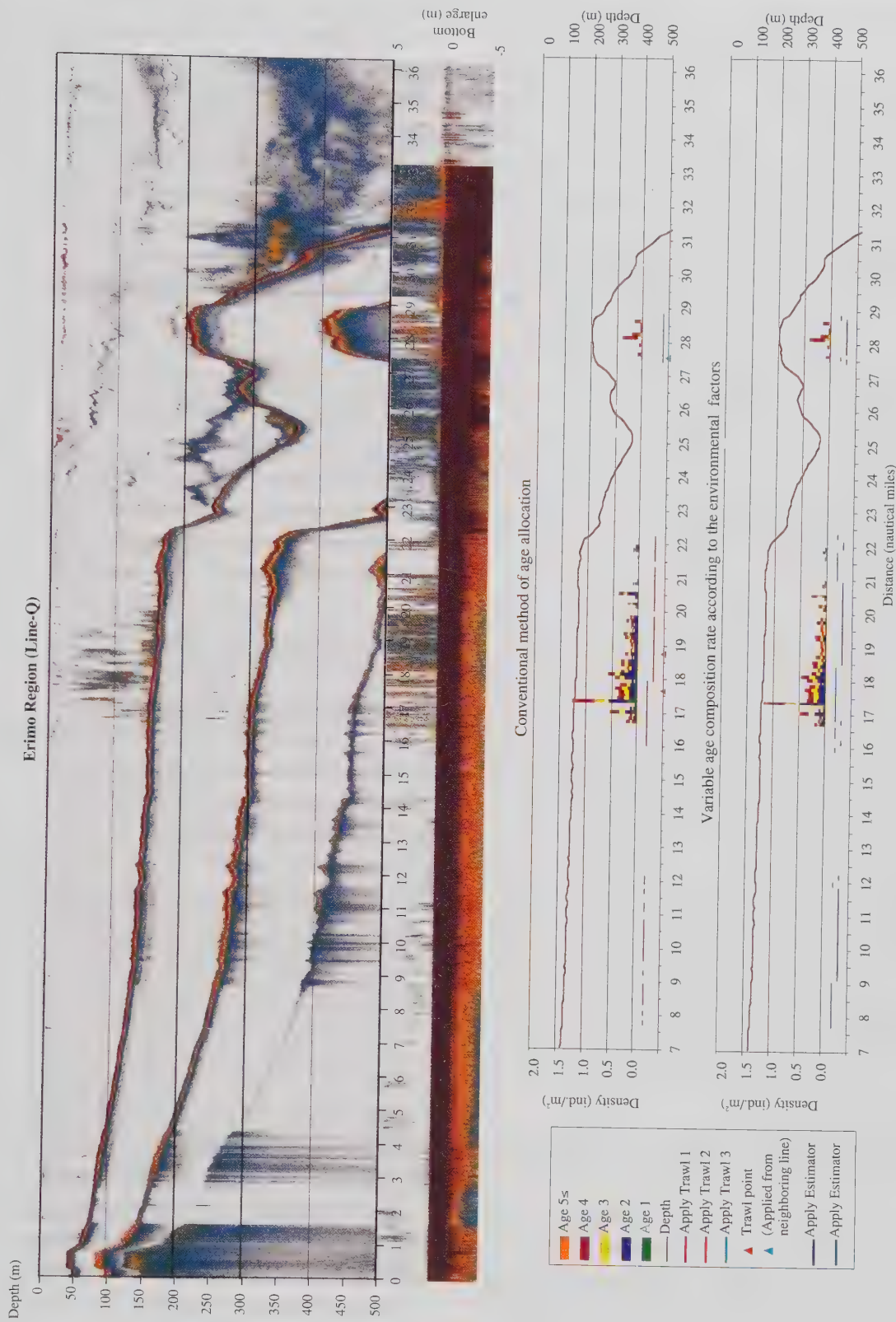


Fig. 52b. Results of the age allocation of echograms of walleye pollock using different estimation methods both of TS_{AVG} at age and the age composition rate (2)

縁辺部から上部斜面域にかけて分布する魚群を採集する場合、斜度の急な陸棚斜面域で曳網を行うよりも、水深の変化の少ない陸棚縁辺部で操業を行うことが多く、その結果が陸棚縁辺部～上部斜面域に分布する魚群全体の年齢組成比として適用される。そのため、陸棚縁辺部～上部斜面域に分布する魚群の年齢組成比は、陸棚斜面域を下るほど新たに適用した年齢分解法の方が高齢魚により偏る結果となる。このことが、高齢魚である5歳魚以上の現存量が従来法による推定値よりも大きく評価された要因であろうと考えられる。また、1歳魚の現存量評価については、調査海域全体としては従来法による現存量推定値の6割弱と少なく見積もられる結果となった (Table 8D)。しかし、定線毎に見ると、定線D (Table 8A) やQ (Table 8C) のように従来法の4割弱と少なく見積もられる場合と、定線M (Table 8B) のように従来法による推定値の3倍強と著しく多く見積もる場合の両方のケースが観察された。これは、1歳魚の分布パターンがパッチ的であることに由来すると考えられる。Fig. 48に示された各定線における年齢別の分布密度パターンからも、1歳魚群は、同じ海域内であっても定線によって分布したりしなかったりの差が大きく、同じ水深範囲に分布する魚群内での1歳魚の割合が大きく変動することがわかる。このように、1歳魚の分布パターンはより高齢の年齢群に比べてパッチ的な傾向が強く、道東海域を3海域に分割した程度の海域区分と現在の定線間隔の組み合わせでは十分に表現しきれないと考えられる。そのため、Fig. 49aのMTT02 (定線I) やFig. 49bのMT16 (定線Q) の例のように、本来分布しているはずの1歳魚の分布が、位置情報に基づく方法では十分に再現できなかったり、逆にFig. 49bのMT12 (定線P) のように、魚種確認では分布が確認されなかった場所に1歳魚の分布が予想されるといった相違が多く発生し、結果として年齢分解手法による現存量推定値の差に繋がったことが考えられる。

魚群分布位置情報に基づいた魚群反応の年齢分解法の有効性

上述の通り、年齢別平均後方散乱面積: $\overline{\sigma_{bs}}$ は魚群分布位置による推定でも実際の漁獲試験による結果とほぼ同じ結果を示し、魚群分布位置による推定が有効であることが示された。その一方で、(2.2) 式による年齢分解において、 $\overline{\sigma_{bs}}$ とともに重要なパラメタである年齢組成比: p_i の再現性およびそれに基づく現存量推定値は、特に1歳魚及び5歳魚以上において、従来法による推定結果と大きく異なる結果が示された。5歳魚以上の推定現存量については、魚群分布位置情報を用

いた場合の方が、従来法による推定値よりも大きくなる傾向が示され、これは特に沖合の上部陸棚斜面域に分布する魚群反応の解釈が異なることに由来すると考えられた。陸棚縁辺部から上部陸棚斜面域に掛けて連続的に分布するスケトウダラ魚群における年齢組成と水深の関係は、今回用いたデータにおける試験操業の結果からは明らかではない。そのため、第2章で用いた年齢分解法のように、多少分布水深が魚群内で変化しようとも、一つの魚群反応に対して一つの年齢組成比を当てはめるのが良いのか、それとも本章における試みのように、分布水深に応じて細かく年齢組成比を調節して解釈するほうが良いのか、本研究だけでは結論には至らない。しかし、音響資源調査によるスケトウダラ年齢別現存量推定の目的からすると、特に加入前の0, 1歳魚および加入直後の2歳魚の現存量推定が主たる調査対象であり、また第5章にて後述するように、音響資源調査による年齢別の現存量推定法では、3歳魚以上の現存量推定は難しく、実際の年級豊度を反映し難いと考えられる。よって、若齢魚の分布割合が少ない沖合の魚群反応の年齢分解において、5歳魚以上の現存量を多少大きく見積もったとしても、本来の調査目的からいけばそれほど大きな問題ではないということもできる。

一方、特に浅海域に分布する1歳魚の現存量推定値が年齢分解手法によって大きく異なった点については、調査の主たる対象年齢群でもあり、より深刻な問題であると考えられた。問題の背景がスケトウダラ1歳魚のパッチ的な分布生態にあることから、魚種確認のための試験操業の頻度が粗くなるほど、現存量推定の誤差が拡大することは容易に想像される。さらに、スケトウダラ1歳魚の $\overline{\sigma_{bs}}$ は、より尾叉長の大きな2歳魚以上の年齢群における $\overline{\sigma_{bs}}$ よりも小さいため、不適切な分配比率で魚群反応量が各年齢群に分けられた場合の現存量推定値は、高齢群に比べより大きく変動することになる。

これらのことを考慮すると、魚群の分布位置から年齢別の $\overline{\sigma_{bs}}$ と $p_{k \leq}$ を推定し、それに基づいて年齢組成比を決定し、魚群反応を各年齢に分解する本方法は、2歳魚以上の年齢群における現存量を推定するうえでは有効性が見いだせるものの、パッチ的分布をする1歳魚の現存量推定においてはあまり適切ではないと考えられた。この1歳魚のパッチ的分布については、魚種確認の頻度を増やす以外に精度を向上させる方法はない。従って、できるだけ多くの魚種確認の時間と労力を投下し、実際の魚群における年齢組成比を捉え、それに従って浅海域に分布する魚群反応を解釈するのが、現時点で最善の方法であると考えられる。しかし、一

連の解析の過程で、道東海域の中でも釧路の東西および襟裳周辺海域の3海域で体長組成や年齢組成に異なる傾向が見いだされたことは、スケトウダラの分布生態を考えるうえでは有用な成果であるといえる。また、1歳魚の現存量推定には不適切であっても、2歳魚以上の年齢群について、少数の魚種確認結果を用いて魚群反応の年齢分解をしなければならない様な場合には、本方法が有効な方法の一つとなるであろう。

第4章 音響資源調査における空間統計学の適用

音響資源調査では、あらかじめ設定した航走定線に沿って、航跡直下の魚群分布密度の情報が連続的に収録される。これを年齢別の分布尾数に変換し、さらに定線間隔を掛けることにより、調査海域全体における分布量とする過程は、第2章で述べた通りである。一方、得られた分布量の推定精度については、若干の検討を要する。通常の統計学的手法では、標本データの平均値が平均分布密度（あるいは量）となり、その標準誤差（Standard error of mean, SEM）は、標本データの分散をデータ数で割った値の平方根 $\sqrt{\frac{\sigma^2}{n}}$ となる。この方法は、空間内に分布するサンプルが、その分布位置に関わらず互いに独立であることを前提とする。しかし、実際の生物資源の分布はむしろランダムでない場合の方が多い。それは、大漁した場所の近くではやはりたくさんの魚が捕れ、逆に魚の捕れなかった場所の近くでいくら操業しても多くの漁獲は期待できないといったことから容易に想像できる。また、多くの音響資源調査においては、対象海域内をむらなく調査できるように、航走定線は均等な間隔で調査海域内に配置されることが多い。しかし、このような定線配置はランダムサンプリングではないため、サンプル間の相互独立を前提とする典型的な統計手法では、推定値の誤差分散を計算することができない。逆に、調査海域に対して全く無作為に定線を配置すると、非常に高密度に調査を行う部分と、調査定線の疎な部分が出現し、極端な場合は、全く調査定線の配置されない広大な海域が出現してしまう。この場合、調査海域全体に対する無作為抽出の条件は満足するものの、地域的な魚群分布のパターンを知りたい場合には、全く情報のない海域が生じてしまう。このような問題を回避するために、データ（＝航走定線）間の独立を保ちつつ、海域全体をバランスよく網羅しうような様々な調査定線の配置が模索され、提示されてきた（MacLennan and Simmonds, 1992）。

近年、水産資源解析の分野において、サンプル間の

自己相関を考慮に入れた空間統計学（Geostatistics）という新たな統計手法が導入されるようになった（Rivoirard *et al.*, 2000）。これは対象物の空間分布構造を扱う統計学の一種で、バリオグラム（variogram）あるいはコバリオグラム（covariogram）などの、調査空間におけるデータ間の相互距離と自己相関との関係を表す関数を用いて、対象物の空間的な分布特性を記述する。これに基づいてデータの相互独立が保証できない条件下での密度分布の推定やそのSEMの推定を可能とするものである。

水産資源の分野で用いられる空間統計学は、大きく分けてIntrinsic法と1-D Transitive法と呼ばれる2種類である。Intrinsic法は2次元の調査範囲上に配置された点のデータから内挿推定を行うケース（トロール調査、海洋観測など）で用いられるが、1-D Transitive法は等間隔に配置されたデータから総量の推定を行うケース、特に音響資源調査で多く利用されている（Petitgas, 1993; Williamson and Traynor, 1996）。本章では、第2章で示した年齢別現存量推定値のSEMを1-D Transitive法を用いて推定し、従来の統計手法によって得られる現存量のSEMとの相違について検討した。また、調査定線の間隔とSEMの関係を1-D Transitive法を用いて求め、同海域におけるスケトウダラ魚群の分布の特徴を捉えるとともに、適切な調査定線間隔について検討した。

なお、空間統計学の適用の如何に関わらず、多くの音響資源調査においては、調査はスナップショット的に実施され、生物の分布の変化に要する時間に比べて十分に短いものとして扱い、調査中の時間経過に伴う魚群分布状況の変化は考慮していない。仮に調査中の時間の経過を考慮する場合には、空間的な自己相関とは別に、時間の経過による相関についても検討の対象となるが、以下の節では時間経過による影響はないものとし、空間的自己相関についてのみ扱う。

4.1 1-D Transitive法による年齢別現存量の標準誤差の推定

材料と方法

1996年6月以降2002年1月までの間に実施した調査航海のうち、毎年6月（1998年のみ7月）および1月に実施した調査において得られたデータから、調査定線別に計算したスケトウダラ年齢別分布尾数を抽出し、解析に用いた。これらのデータは、第2章において年齢別現存量の推定に用いたデータと同じものである。

1-D Transitive法の理論

1-D Transitive法（Petitgas, 1993）を適用できる

データの必要条件として、データが等間隔で並んで得られることが求められる。また、この方法で推定されるのは対象資源の現存量推定値とそのSEMのみであり、測点以外の任意の地点における値の推定や、それに基づく分布状態のコンター表示などはできない。

いま、ある1次元上の資源の分布を考える (Fig. 53 上図)。資源の分布様式は関数 $k(x)$ で示されている。グラフの横軸は1次元上でのデータあるいは観測の位置、縦軸はその場所に分布する量の真値である。よって、関数 $k(x)$ を積分して曲線の下面積を求めれば、現存量の真値を得られる。

$$S = \int_{-\infty}^{\infty} k(x) dx \quad (4.1)$$

しかし、当然のことながら真の分布様式 $k(x)$ は未知であるから、その積分も不可能である。

そこで、この現存量を推定するために測点を配置して観測を行う。任意の場所に測点配置の原点 x_0 を決め、そこから等間隔 a で観測点を $x_0 + pa$ (p は整数) の位置に配置していく。この場合、ある観測点 $x_0 + pa$ における測定値 $k(x_0 + pa)$ は、位置 $x_0 + (p - \frac{1}{2})a$ から $x_0 + (p + \frac{1}{2})a$ までの区間における $k(x)$ の代表値と見なすことができる。よって、 $k(x_0 + pa)$ に測点間隔 a を掛けた値を全ての測点分足し合わせれば、現存量の不偏推定値

$$S^*(x_0) = \sum_{p=-\infty}^{\infty} ak(x_0 + pa) = a \cdot \sum_{p=-\infty}^{\infty} k(x_0 + pa) \quad (4.2)$$

が求まる。これはFig. 53下図のグラフ上で、横に並んだ棒グラフの面積を全て足し合わせることに等しい。

この観測では、測点の原点 x_0 を任意に決定し、そこから距離 a 刻みで測点を配置していった。もし、この測点の原点 x_0 が少しずれて配置されたとすれば、Fig. 53下図の棒グラフにおける各々のバーの高さは若干変化し、その結果として棒グラフの総面積、すなわち現存量の不偏推定値 S^* も変化することが想定される。これが推定値 S^* のばらつきである。逆に、測点の原点 x_0 を測点間隔 a の間で徐々にずらしながら得た推定現存量 S^* を平均した値が真値 S である：

$$\frac{1}{a} \int_0^a S^*(x_0) dx_0 = S \quad (4.3)$$

推定値 S^* の誤差分散 (SEMの2乗) は、真値 S から推定値 S^* を引いた差の2乗で与えられるので、

$$\sigma_s^2 = \frac{1}{a} \int_0^a (S - S^*(x_0))^2 dx_0 \quad (4.4)$$

と示される。この式は、展開すると

$$\begin{aligned} \sigma_s^2 &= \frac{1}{a} \int_0^a (S^2 - 2S \cdot S^*(x_0) + S^*(x_0)^2) dx_0 \\ &= S^2 - \frac{2S}{a} \int_0^a S^*(x_0) dx_0 + \frac{1}{a} \int_0^a S^*(x_0)^2 dx_0 \end{aligned} \quad (4.5)$$

ここで第2項に (4.3) 式を代入して

$$\begin{aligned} \sigma_s^2 &= \frac{1}{a} \int_0^a (S^2 - 2S \cdot S^*(x_0) + S^*(x_0)^2) dx_0 \\ &= \frac{1}{a} \int_0^a S^*(x_0)^2 dx_0 - S^2 \end{aligned} \quad (4.6)$$

となる。

ここで、(4.6) 式の第2項を式変形する目的で、距離 h 離れた2点 x と $x+h$ における分布尾数 $k(x)$ と $k(x+h)$ の乗算結果を全ての x について積分した“コバリオグラム (geometric covariogram, $K(h)$)”と呼ばれる式を導入する。この値は、ある距離間隔におけるデータ間の自己相関の度合いを示す：

$$K(h) = \int_{-\infty}^{\infty} k(x) \cdot k(x+h) dx \quad (4.7)$$

この式を、あらゆる2点間の距離 h で積分すると、この式は現存量の二乗と等しくなり、

$$\int_{-\infty}^{\infty} K(h) dh = \int_{-\infty}^{\infty} \int_{-\infty}^{\infty} k(x) \cdot k(x+h) dx dh = S^2 \quad (4.8)$$

になる。

(4.6) 式の第1項は

$$\int_0^a S^*(x_0)^2 dx_0 = a^2 \sum_{p=-\infty}^{\infty} K(pa) \quad (4.9)$$

と表せるので、結局 (4.6) 式は

$$\sigma_s^2 = a \sum_{p=-\infty}^{\infty} K(pa) - \int_{-\infty}^{\infty} K(h) dh \quad (4.10)$$

と書き直すことができる。

(4.10) 式の第1項は、サンプリング間隔 pa 毎に $K(pa)$ が得られるために計算可能である。第2項の $K(h)$ は不明であるが、以下の方法によりモデルを近似させて求めることが可能である。

まず、データから $K(pa)$ のグラフを書く。これを実験的コバリオグラム (Experimental covariogram) と呼ぶ (Fig. 54破線)。次に、このグラフに理論コバリオグラム (Model covariogram) を当てはめる (Fig. 54実線)。理論コバリオグラムの当てはめにあたっては、あらかじめ用意された数種類のモデルの中から

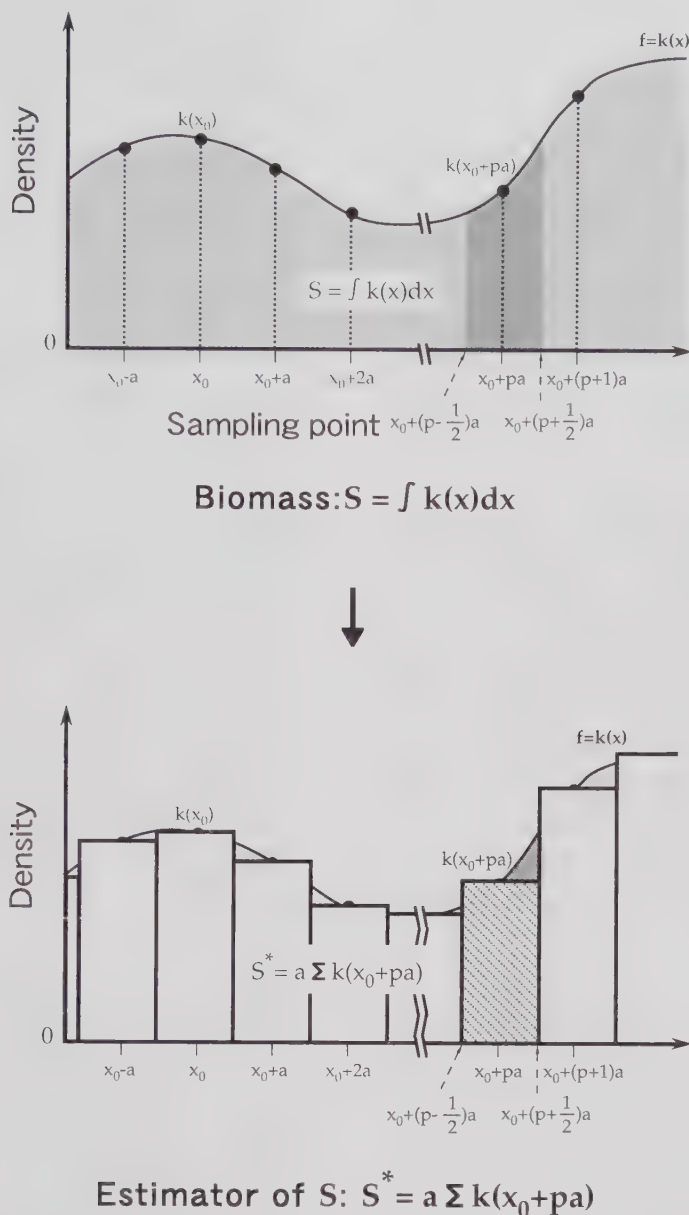


Fig. 53. Schematic figure explaining the theory of the 1-D transitive method

一つあるいは複数のモデルを選択し、それらのパラメータを調整し、組み合わせながら経験的コバリオグラムへの当てはめを行う。1-D Transitive 法で使用可能な関数としては、球形モデル(Spherical model), 指数モデル (Exponential model), ガウスモデル (Gaussian model), 線形モデル(Triangular model)の4種類の関数が用意されている(Petitgas and Prampart, 1993)。なおコバリオグラムでは、原点での高さをシル (sill), コバリオグラムが0になる距離をレンジ (range) と呼ぶ。シルはデータ間の分散の大きさを示し、シルが大きいほど、そのデータセットにおける分散が大きい

ことを示す。また測点間隔の倍数距離のことをラグ (lag) と呼ぶ (距離 $pa = \text{lag } p$)。一般にコバリオグラムの曲線は、原点付近では高い値をとるものの、レンジが原点から数ラグ程度離れる間に急激に低下し、その後はレンジの増加に伴い緩やかに減少し、0に達する (Fig. 54)。これは、データを収録した地点間の距離が近い場合には、データ間の自己相関も大きいものの、データ収録地点間の距離が広がるにつれて、データ間の自己相関が急速に小さくなることを示す。よって、理論コバリオグラムのグラフの傾きが原点付近で急激に低下するか、あるいは比較的遠い距離まで緩や

かに減少するかによって、使用したデータセットにおける空間自己相関のパターンを判断することができる。

理論コバリオグラムの当てはめにおけるいくつかの重要なルールについては、Williamson and Traynor (1996) が以下のように整理している：

- 1) 理論コバリオグラムのシル（複数の関数を組み合わせている場合は、それぞれのシルの合計値）は、ラグ=0における経験的コバリオグラムの値に一致させる。
- 2) 理論コバリオグラムのレンジ（複数の関数を組み合わせている場合は、最も長いレンジのモデルにおけるレンジ）は、調査海域の長さ（＝最大ラグ）に一致させる。
- 3) 誤差分散は、原点付近での理論コバリオグラムの振る舞いに大きく影響されるので、特に最初の数ラグ分の区間が正確に当てはまるように配慮する。

以上のように、理論コバリオグラムの当てはめについてはいくつか押さえておくべき要点があるが、実際には最適当てはめ方に関する機械的、客観的な方法はまだ無く、めのこによって当てはめた理論コバリオグラムの妥当性を判断している。

そして、経験的コバリオグラムと理論コバリオグラムの両者を積分し、(4.10) 式に従って減算すると、推定した現存量の誤差分散（平方根を取るとSEM）が得られる。

1-D Transitive 法による現存量推定値のSEMの推定方法

上述の理論を用いて実際のデータから現存量推定値のSEMを求める過程について、1996年6月に実施した調査結果を例に説明する。

道東海域に、調査定線を8カイリ間隔で平行に18本設定し、スケトウダラ魚群反応を収録した（Fig. 55）。第2章で述べた通り、この調査で得られた陸棚上の魚群反応のほとんどはスケトウダラ1歳魚であったと考えられる。データは航走0.1カイリ毎に平均化された海面1㎡あたりの分布尾数として得られる。航跡下における魚群分布密度の大小をFig. 55の地図上に細い棒グラフで示した。調査で捉えられた魚群反応は、各定線の両端よりも内側のみに分布していたことから、航走定線の範囲は魚群の分布域を完全に網羅していたものとみなせる。

得られたデータは航跡に沿って2次元上に分布するが、これをFig. 53に示した1次元の分布に換算する。各定線上一列に並んだ魚群分布密度を定線毎に足し合わせ、定線配置の順番にしたがって棒グラフの形に並べる（Fig. 55右下の棒グラフ）。棒グラフの幅を定

線間隔と考えれば、この棒グラフの面積が調査面積内の現存量推定値となる。データは定線上では0.1カイリ間隔で分布しているので、各定線直下に分布する魚群量の算出に当たっては、定線上のデータの合計値にデータの平均間隔0.1カイリ（＝185.2m）を掛ける必要がある。さらに、調査海域全体の推定現存量に引き延ばす際には、先に得られた定線毎の魚群量に定線間隔8カイリ（＝14,816m）を掛けた後に、全ての定線分を足し合わせる。

次に、現存量の推定誤差を評価する。なお、これ以降の作業は1-D Transitive 法の計算を行うソフトウェア EVA2 (Petitgas and Lafont, 1997) を用いて行った。ソフトウェアに定線毎の魚群分布量データおよび定線間隔を入力すると、Fig. 54に破線で示した経験的コバリオグラムが描画される。この上に、ソフト側で用意している数種類の関数を、パラメタを調整しながら重ねることで、最も当てはまりの良さそうな理論コバリオグラムを求める。1996年6月の調査結果の例では3つの異なる関数を組み合わせて理論コバリオグラムを作成し、経験的コバリオグラムに当てはめた（Fig. 54実線）。あとは(4.10) 式にしたがい両者を積分した後に減算すれば誤差分散（平方根を取ればSEM）が得られるが、これらの計算はソフトウェアが自動的に行う。

結 果

調査航海別、年齢別に経験的コバリオグラムを描画し、それらに当てはまるように2～3種類のモデルを組みあわせて理論コバリオグラムを求め、年齢別現存量推定の誤差分散 σ_{EST}^2 およびその平方根であるSEMを得た（Table 9, Fig. 46）。また、年齢別現存量推定値、1-D Transitive 法で得たSEM、従来の統計手法に基づいて計算されたSEMおよびそれぞれの方法で求められたSEMの現存量推定値に対する変動係数（Coefficient of Variation, CV）をTable 10に示した。

計算の結果、1-D Transitive 法を用いて求めたSEMによる推定現存量のCVは、最大でも40%程度、多くのケースでは10～20%程度に留まった。データ間の独立を前提とする従来の統計手法に基づいて計算したSEMがしばしば推定値の5割を超える大きな値を示したのに比べ、1-D Transitive 法によって求められたSEMは、従来法によって得られるSEMの1/2～1/15まで推定誤差を縮小する効果が見られた（Table 10）。

考 察

音響資源調査による現存量推定値の精度評価に1-D Transitive 法を導入することにより、推定現存量の

SEMを、従来の統計手法による値の数分の1まで縮小することができた。採用する統計手法によって推定値の信頼性が変化するの、データの空間的な自己相関を利用するか、その考えを無視してデータを相互に独立と仮定するかの違いから生じている。サンプル間に距離に応じた自己相関があるとするのが空間統計学の特徴であり、この自己相関の度合いが大きいほど、SEMは従来法に比べて小さくなる。逆に、データ間に全く自己相関が認められない場合、SEMは従来法による値と全く同じになる。道東海域に分布するスケトウダラの場合、定線毎に得られた魚群分布量の間には、距離に応じた自己相関が見られ、それによるSEMの軽減効果はあると判断された。このようなデータに対してデータの相互独立を仮定することは、データの位置関係の情報および自己相関の情報を切り捨て、誤差を過大に評価することになる。従来の統計手法を用いて推定現存量のSEMを求めた場合には、CVが50%を超える大きな値をとる場合がしばしば見られた (Table 10)。通常であれば、このように大きなSEMを伴う推定値は、その精度に問題があるという評価を受ける。しかし、同じデータに対して1-D Transitive法を適用すること

により、SEMが従来法の数分の一まで小さくなるということは、データ群の中での各データの大小差は大きくとも、その空間的な配列には自己相関性が働いていたこと、すなわち大きな値と小さな値が全く無作為に分布していたわけではなく、大きな値同士、小さな値同士がある程度近接した位置に分布していたことを示唆するものである。よって、同調査条件下で収録されたデータの解釈に、1-D Transitive法を適用し、自己相関関係を考慮に入れる解釈は適切であるといえる。

ただし、その計算過程については今後検討すべき問題も残されている。本研究では、Petitgas and Prampart (1993) およびPetitgas (1996) に従い、理論コバリオグラムの経験コバリオグラムへの当てはめにおけるパラメタ調整を、グラフ上で"めこの"で行った。実際のところ、原点付近の数ラグ分におけるコバリオグラムの当てはめさえ適切に行われれば、モデル選択のパラメタが多少異なっても、得られるSEMにはほとんど影響を与えない。しかし、計算する者によっては同じデータに対して異なるパラメタが選択される可能性があり、さらにそれが計算者の主観に依存するという点では、客観性および再現性の面で問

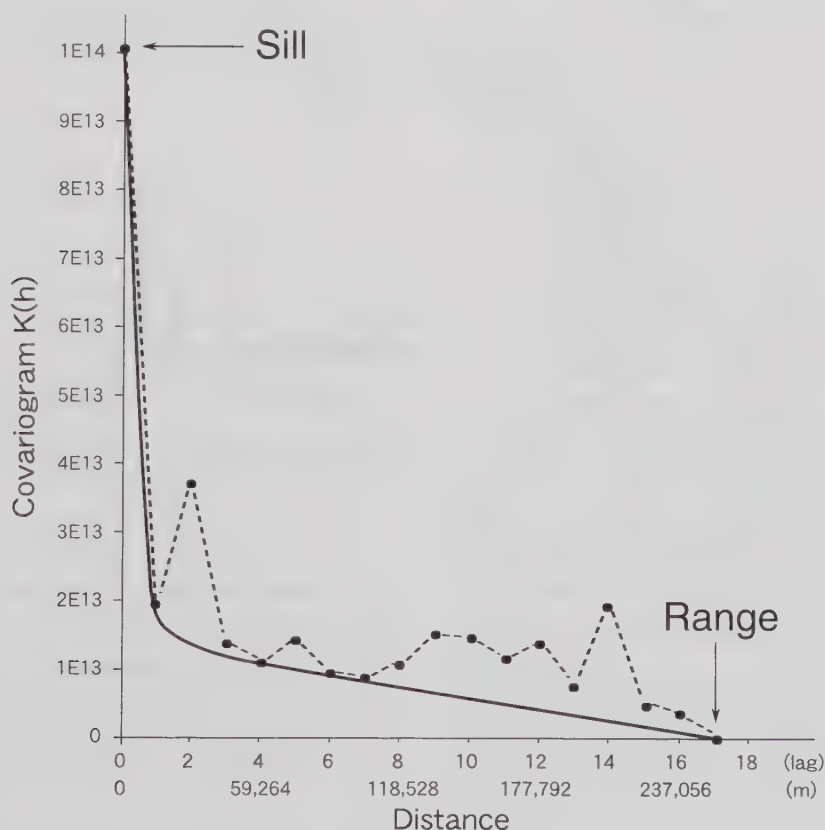


Fig. 54. Experimental 1-D transitive covariogram of the cumulated echoes. The model fitted is $K(h) = \text{spherical (sill=454,000; range=18,000)} + \text{spherical (sill=45,000; range=70,000)} + \text{Triangular (sill=85,000; range=251,872)}$

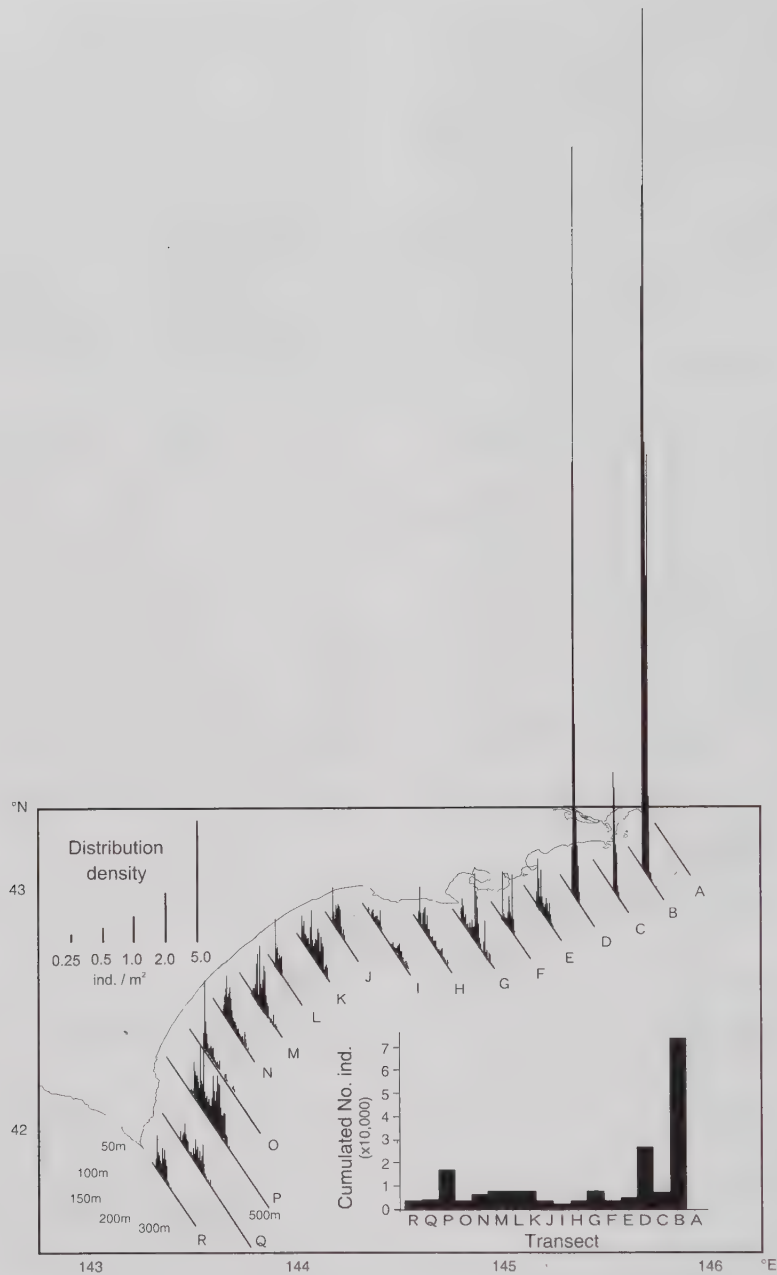


Fig. 55. Distribution pattern of age-1 walleye pollock and their cumulated number of individuals at each transect in June 1996

題が残る。この問題については、まだ一般化には至っていないが、理論バリオグラムの当てはめに際して非線形最小二乗法や最尤法を用いた客観的な関数選択方法が検討されている（パーロー、1986）。今後、計算者の主観によらないモデル選択方法の提示が期待される。

また、1-D Transitive 法で得たSEMからは、直接的に推定値の区間推定を行うことができない点にも留意する必要がある。従来の統計手法では、推定値の分布が正規分布あるいはt分布などあらかじめ決まった分布型に従うことを想定しており、それゆえ正規分布表やt表を用いてSEMから簡単に推定値の信頼区間を算

出することが可能であった。しかし1-D Transitive 法では、推定値の分布型を考慮していないため、推定値のSEMが得られても、そこからすぐに信頼区間の推定には結びつかない。推定値の信頼区間の算出を必要とする場合には、推定値の分布をシミュレーションした上で、区間推定を行うなど、新たな取り組みが必要である。

4.2 1-D Transitive 法による調査定線間隔の最適設定

音響資源調査の設計において、調査定線間隔の設定

は、調査結果の精度を保ち、また適切な解釈法を選択するうえで非常に重要である。特に、現存量推定値のSEMを1-D Transitive法で求めようとする場合、平行・等間隔に定線を配置することが必要条件となるが、その際に定線間隔をあまりに広く設定すると、データ間の自己相関が捉えられず、単なる系統抽出法と同じことになってしまい、1-D Transitive法を採用する利点が活かされない。また、スケトウダラ魚群分布パターンがパッチ的である場合には、定線間隔が拡大すると、そのパッチを捉える確率が低下し、結果的に推定される現存量の変動が大きくなることが予想される。本調査を始めるにあたっては、約10日間で道東海域を走査することを目標として調査を設計し、定線間隔を8カイリに設定した。その結果、4.1節で示したように、道東海域におけるスケトウダラの分布パターンには空間的な自己相関関係が存在し (Fig. 54), 推定現存量のSEM推定に1-D Transitive法が有効であることが示された。しかし、初期値として設定した8カイリの定線間隔が、同海域に分布するスケトウダラの現存量およびSEM推定において最適な間隔であるか否かについては改めて検討する必要がある。本節では、適切な調査定線間隔の探索を目的として、実験的に定線間隔を変化させ、スケトウダラの現存量推定値およびSEMにどのような変化が生じるかについて検討した。

材料と方法

定線間隔の調節実験には、2種類のデータセットを用いた。定線間隔の拡大に伴う現存量推定値およびSEMの変化の解析には、4.1節でも用いた1996年6月の調査時に得られた昼間航走時のデータを用いた。8カイリ間隔で設定された定線毎に得られたスケトウダラ1歳魚の現存量データのうち、(1) 全ての定線から得られる分布情報を用いた場合、(2) 1本おきの定線から得られる分布情報のみを用いることにより、定線の間隔を2倍 (16カイリ) にして計算した場合、(3) 2本おきの定線から得られる分布情報のみを用いることにより、定線の間隔を3倍 (24カイリ) にして計算した場合、の3パターンについて、現存量推定値およびそのSEMを計算した。このとき、1本あるいは2本おきに定線情報を用いる場合、始点をいずれの定線に置くかによって、1本おきの定線情報を用いた場合には2種類のデータが、また2本おきの定線情報を用いた場合には3種類のデータが発生することになる。

一方、定線間隔を8カイリより狭くした場合の効果については、1998年7月の調査時に実験的検討を行った。襟裳岬南東沖合海域に集中的に分布したスケトウダラ1, 2歳魚を対象として、通常定線の間間に補助

定線を設け (Fig. 56), 通常定線の航走終了後に補助定線を航走することにより、定線間隔4カイリでの魚群分布情報を収録した。補助定線についても通常定線と同様に昼夜それぞれ別々に航走し、データを収録した。

結果

それぞれの定線の組み合わせにおいて得られる現存量推定値とそのSEMをTable 11およびFig. 57に示した。今回の解析に使用したデータセットでは、海域の東側、根室半島沖に大量の魚群が集中的に分布したことが特徴で (Fig. 55), この魚群分布を捉えた定線を組み合わせの中を含むか否かによって、現存量推定値およびSEMは大きく変動した (Table 11, Fig. 57)。各定線の組み合わせにおける、定線別の累積魚群分布尾数をFig. 58に示した。このグラフから、定線BおよびD上に分布する魚群量が他の定線に比べて極めて大きく、これらの定線を含む組み合わせ (Fig. 58A, B, D, F) においては、現存量推定値は上昇し、データ間の分散も拡大した。一方、これらの定線を含まない組み合わせ (Fig. 58C, E) においては、各定線における分布量は低い水準にとどまり、かつデータ間の分散も小さくなることが示された。また各定線の組み合わせにおけるコバリオグラムにおいても、定線BおよびDを含む組み合わせにおいては (Fig. 59A, B, D, F), 原点付近におけるシルの高さが上昇し、SEMの拡大につながったことが示された。

1998年7月に実施した補助定線の追加実験では、調査を実施した時間帯によって補助定線の効果に違いが現れた (Table 12, Fig. 60)。昼間の調査結果に基づく1, 2歳魚の現存量推定値およびSEMは、補助定線の追加により共に減少した (Table 12, Fig. 60)。また現存量推定の精度を示すCVは1歳魚では21%から13%へ、2歳魚においては22%から14%へと減少し (Table 12), 補助定線の追加による推定精度の向上がみられた。しかし、夜間の調査結果に基づいて同様の計算を行った場合には、補助定線を追加しても現存量推定値およびSEMの双方ともに大きな変化はみられず (Table 12, Fig. 60), また推定現存量のCVも20%の前後で殆ど変化せず (Table 12A), 推定精度向上の効果はみられなかった。これらの計算に用いた定線毎の魚群分布量をFig. 61に示した。昼間の調査結果における1, 2歳魚の分布パターンからは (Fig. 61上図), 定線Qに分布量のピークがあり、定線Qから遠ざかるとともに定線別分布量が徐々に減少する傾向がみられた。これは、基本定線のみで調査を行った場合でも、補助定線を追加した場合においてもほぼ同様のパターンであった。それに対して、夜間の調査結果に基づく分布

Table 9a. Parameters of model covariograms to fit to the experimental covariogram (1)

Survey period	Time Age	No. Transect	Mean ind./line	σ^2	Experimental covariogram		Model covariogram									σ^2_{Est}	SEM by transitive (x10 ⁴ ind.)
							Model 1			Model 2			Model 3				
					Sill	Range	Model	Sill	Range	Model	Sill	Range	Model	Sill	Range		
Jun. 1996 Day																	
	1	17	11,104.1	2.9E+08	9.9E+13	251,872	Sph	7.7E+13	18,000	Sph	7.6E+12	70,000	Tri	1.4E+13	251,872	2.1E+17	458.1
	Night																
	1	18	6,538.1	3.5E+07	2.0E+13	266,688	Sph	9.0E+12	18,000	Tri	8.0E+12	240,000	Tri	3.0E+12	266,688	2.5E+16	158.9
Jan. 1998 Night																	
	0	15	57.6	3.4E+03	1.4E+09	222,240	Sph	6.0E+08	20,000	Sph	8.0E+08	222,240				1.7E+12	1.3
	1	15	702.6	1.1E+06	3.3E+11	222,240	Sph	3.0E+11	45,000	Sph	3.0E+10	222,240				3.7E+14	19.1
	2	15	5,383.7	1.7E+08	4.2E+13	222,240	Sph	4.0E+13	32,000	Tri	1.8E+12	222,240				6.3E+16	251.7
	3	14	525.1	2.6E+06	5.5E+11	207,424	Sph	5.4E+11	19,000	Tri	1.3E+12	207,424				1.4E+15	37.2
	4	5	18.2	1.1E+03	-	-											
Jul. 1998 Day																	
	1	7	1,157.5	2.8E+06	3.9E+11	103,712	Exp	3.9E+11	52,000							8.3E+14	28.8
	2	18	656.0	2.4E+06	7.3E+11	266,688	Sph	5.4E+11	37,000	Exp	1.9E+11	80,000	Tri	1.0E+09	266,688	1.1E+15	32.7
	3	19	1,337.1	2.2E+06	1.1E+12	281,504	Sph	5.7E+11	33,000	Tri	3.1E+11	250,000	Tri	2.0E+11	281,504	9.4E+14	30.7
	4	19	112.3	2.5E+04	1.0E+10	281,504	Sph	6.2E+09	26,000	Exp	2.0E+09	150,000	Tri	2.0E+09	281,504	1.6E-13	4.0
	Night																
	1	10	458.2	5.4E+05	1.0E+11	148,160	Sph	4.7E+10	18,000	Tri	5.5E+10	63,000	Tri	1.0E+09	148,160	1.6E+14	12.5
	2	18	448.7	6.6E+05	2.2E+11	266,688	Sph	7.0E+10	44,000	Exp	1.5E+11	60,000	Tri	1.0E+09	266,688	3.7E+14	19.2
	3	19	1,555.3	4.4E+06	1.9E+12	281,504	Sph	8.6E+11	26,000	Exp	7.5E+11	100,000	Tri	2.5E+11	281,504	2.9E+15	54.0
	4	19	125.8	1.2E+04	7.8E+09	281,504	Sph	3.8E+09	44,000	Tri	3.0E+09	250,000	Tri	1.0E+09	281,504	5.4E+12	2.3
Jan. 1999 Day																	
	0	19	9.3	3.1E+02	1.1E+08	281,504	Sph	9.4E+07	35,000	Tri	1.4E+07	85,000	Tri	1.0E+06	281,504	1.5E+11	0.4
	1	19	363.5	8.5E+05	2.6E+11	281,504	Gau	2.4E+11	29,000	Tri	1.8E+10	75,000	Tri	3.0E+09	281,504	7.5E+13	8.7
	2	19	218.8	3.2E+05	1.0E+11	281,504	Sph	5.9E+10	34,000	Exp	4.0E+10	50,000	Tri	1.0E+09	281,504	1.8E+14	13.4
	3	19	261.9	3.1E+05	1.0E+11	281,504	Sph	4.6E+10	16,000	Sph	5.0E+10	52,000	Tri	5.0E+09	281,504	1.9E+14	13.9
	4	19	6.5	5.5E-01	2.7E+07	281,504	Sph	1.6E+07	18,000	Sph	5.8E+06	120,000	Tri	5.0E+06	281,504	4.5E+10	0.2
	5	2	-	-	-	-											
	6	10	2.2	1.0E+01	2.1E+06	148,160	Sph	1.9E+06	16,000	Gau	1.6E+05	140,000	Tri	5.0E+04	14,816	5.9E+09	0.1
	7	7	1.1	1.1E+00	2.1E+05	103,712	Sph	1.2E+05	15,000	Sph	9.0E+04	103,712				4.9E+08	0.0
	Night																
	0	19	27.4	2.3E+03	8.3E+08	281,504	Sph	7.5E+08	33,000	Tri	7.0E+07	75,000	Tri	1.5E+07	281,504	1.2E+12	1.1
	1	19	325.0	5.0E+05	1.6E+11	281,504	Sph	1.6E+11	55,000	Tri	5.0E+09	180,000	Tri	1.0E+09	281,504	1.7E+14	12.9
	2	19	217.5	2.0E+05	6.7E+10	281,504	Sph	6.3E+10	55,000	Tri	2.4E+09	150,000	Tri	1.0E+09	281,504	6.7E+13	8.2
	3	19	315.4	2.0E+05	8.2E+10	281,504	Gau	7.2E+10	50,000	Tri	6.0E+09	160,000	Tri	4.0E+09	281,504	4.1E+12	2.0
	4	19	13.2	5.4E+02	1.9E+08	281,504	Sph	1.3E+08	24,000	Sph	5.0E+07	45,000	Tri	1.3E+07	281,504	3.9E+11	0.6
	5	2	-	-	-	-											
	6	10	2.7	2.6E+01	4.5E+06	148,160	Sph	3.8E+06	24,000	Sph	6.0E+05	62,000	Tri	1.0E+05	148,160	1.0E+10	0.1
	7	7	2.3	1.6E+01	2.0E+06	103,712	Sph	1.2E+06	20,000	Sph	7.0E+05	45,000	Tri	4.0E+04	103,712	4.0E+09	0.1
Jun. 1999 Day																	
	1	19	127.6	7.9E+04	2.6E+10	281,504	Sph	1.0E+10	18,000	Sph	1.5E+10	58,000	Tri	9.0E+08	281,504	4.1E+13	6.4
	2	19	305.2	1.4E+05	6.3E+10	281,504	Sph	3.3E+10	18,000	Sph	1.2E+10	140,000	Tri	1.8E+10	281,504	9.4E+13	9.7
	3	19	221.6	3.8E+04	2.4E+10	281,504	Sph	1.0E+10	16,000	Tri	1.2E+10	255,000	Tri	2.0E+09	281,504	3.3E+13	5.7
	4	19	659.9	6.0E+05	2.8E+11	281,504	Sph	1.4E+11	35,000	Sph	1.4E+11	281,504				2.4E+14	15.4
	5	19	57.3	2.9E+03	1.7E+09	281,504	Sph	7.3E+08	95,000	Sph	9.6E+08	281,504				6.0E+11	0.8
	6+	14	10.1	1.2E+02	4.4E+07	207,424	Sph	8.0E+06	26,000	Tri	2.8E+07	75,000	Tri	7.8E+06	207,424	3.4E+10	0.2
	Night																
	1	14	69.3	2.6E+04	6.0E+09	207,424	Sph	5.7E+09	17,000	Tri	2.0E+08	160,000	Tri	8.0E+07	207,424	1.6E+13	4.0
	2	14	258.3	1.2E+05	3.7E+10	207,424	Exp	2.7E+10	60,000	Tri	8.0E+09	150,000	Tri	2.0E+09	207,424	5.3E+13	7.3
	3	14	255.5	5.5E+04	2.4E+10	207,424	Sph	1.2E+10	16,000	Tri	1.0E+10	190,000	Tri	3.0E+09	207,424	3.9E+13	6.3
	4	14	671.8	1.0E+06	2.9E+11	207,424	Sph	2.2E+11	19,000	Tri	4.0E+10	190,000	Tri	3.0E+10	207,424	5.7E+14	23.8
	5	14	88.8	1.9E+04	5.4E+09	207,424	Sph	4.4E+09	17,000	Tri	6.0E+08	180,000	Tri	4.0E+08	207,424	1.2E+13	3.5
	6+	14	29.3	4.3E+03	1.0E+09	207,424	Sph	8.8E+08	18,000	Tri	8.0E+07	80,000	Tri	4.0E+07	207,424	2.4E+12	1.5
Jan. 2000 Day																	
	0	18	232.8	3.3E+05	9.4E+10	266,688	Sph	4.6E+10	19,000	Exp	5.0E+10	75,000	Tri	2.0E+08	266,688	1.9E+14	13.7
	1	18	255.0	2.6E+05	8.4E+10	266,688	Sph	4.7E+10	45,000	Sph	3.6E+10	95,000	Tri	1.0E+09	266,688	7.7E+13	8.8
	2	17	130.5	8.5E+04	2.4E+10	251,872	Sph	1.9E+10	38,000	Sph	5.0E+09	130,000	Tri	1.0E+08	251,872	3.1E+13	5.6
	3	18	59.2	1.2E+04	4.0E+09	266,688	Sph	2.5E+09	38,000	Sph	1.5E+09	135,000	Tri	2.0E+07	266,688	4.3E+12	2.1
	4	18	98.5	3.4E+04	1.1E+10	266,688	Sph	9.5E+09	38,000	Sph	2.5E+09	160,000	Tri	2.0E+08	266,688	1.4E+13	3.7
	5	18	5.4	1.5E+02	4.5E+07	266,688	Sph	3.0E+07	18,000	Sph	1.5E+07	90,000	Tri	4.0E+05	266,688	8.8E+10	0.3
	6+	4	0.3	3.1E-01	-	-											
	Night																
	0	18	222.9	7.5E+04	3.3E+10	266,688	Sph	2.6E+10	98,000	Tri	5.0E+09	200,000	Tri	2.0E+09	266,688	1.6E+13	4.0
	1	18	487.3	2.0E+06	5.8E+11	266,688	Sph	3.6E+11	24,000	Sph	2.2E+11	40,000	Tri	5.0E+09	266,688	1.2E+15	34.9
	2	18	174.0	2.3E+05	6.5E+10	266,688	Sph	6.0E+10	32,000	Tri	4.0E+09	90,000	Tri	1.0E+09	266,688	9.6E+13	9.8
	3	19	95.9	4.6E+04	1.5E+10	281,504	Sph	1.2E+10	28,000	Sph	3.0E+09	140,000	Tri	4.0E+08	281,504	2.7E+13	5.2
	4	19	218.1	1.3E+05	4.7E+10	281,504	Sph	1.8E+10	16,000	Sph	2.6E+10	85,000	Tri	4.0E+09	281,504	7.3E+13	8.5
	5	19	11.8	1.2E+03	3.5E+08	281,504	Sph	3.2E+08	18,000	Tri	3.0E+07	100,000	Tri	4.0E+06	281,504	8.5E+11	0.9
	6+	6	1.7	9.7E-01	3.1E+05	88,896	Sph	1.3E+05	40,000	Tri	1.8E+05	88,896				2.7E+08	0.0

Sph: Spherical model, Exp: Exponential model, Gau: Gaussian model, Tri: Triangular model

Table 9b. Parameters of model covariograms to fit to the experimental covariogram (2)

Survey period	Time Age	No. Transect	Mean ind./line	σ^2	Experimental covariogram		Model covariogram									$\sigma_{\text{int.}}$	SEM by transitive (x10 ³ ind.)
							Model 1			Model 2			Model 3				
							Sill	Range	Model	Sill	Range	Model	Sill	Range	Model		
Jun. 2000 Day																	
	1	19	231.5	1.1E+05	4.5E+10	281,504	Sph	3.3E+10	41,000	Tri	8.0E+09	60,000	Tri	3.6E+09	281,504	5.3E+13	7.3
	2	19	142.2	1.4E+04	9.4E+09	281,504	Sph	3.6E+09	23,000	Tri	5.5E+09	260,000	Tri	4.0E+08	281,504	9.9E+12	3.1
	3	19	190.1	8.4E+04	3.3E+10	281,504	Sph	2.4E+10	42,000	Tri	5.5E+09	240,000	Tri	3.0E+09	281,504	3.5E+13	5.9
	4	19	138.4	4.3E+04	1.7E+10	281,504	Sph	1.1E+10	40,000	Tri	4.0E+09	170,000	Tri	1.4E+09	281,504	1.8E+13	4.2
	5	19	354.3	2.3E+05	9.6E+10	281,504	Sph	6.3E+10	43,000	Tri	2.3E+10	190,000	Tri	1.0E+10	281,504	9.0E+13	9.5
	6+	19	17.8	4.1E+02	2.0E+08	281,504	Sph	1.3E+08	40,000	Tri	4.6E+07	260,000	Tri	2.0E+07	281,504	2.0E+11	0.5
Night																	
	1	19	120.5	1.0E+04	6.8E+09	281,504	Sph	4.8E+09	58,000	Tri	2.0E+09	281,504				5.0E+12	2.2
	2	19	271.9	8.8E+04	4.4E+10	281,504	Sph	2.2E+10	22,000	Tri	1.8E+10	220,000	Tri	4.0E+09	281,504	5.9E+13	7.7
	3	19	204.6	1.9E+04	1.7E+10	281,504	Sph	5.4E+09	27,000	Tri	1.1E+10	266,000	Tri	1.0E+09	281,504	1.4E+13	3.7
	4	19	157.1	1.4E+04	1.1E+10	281,504	Sph	3.6E+09	38,000	Tri	4.0E+09	240,000	Tri	3.0E+09	281,504	6.4E+12	2.5
	5	19	530.7	2.3E+05	1.4E+11	281,504	Sph	5.2E+10	28,000	Tri	8.2E+10	220,000	Tri	6.0E+09	281,504	1.2E+14	11.2
	6+	18	50.8	2.0E+03	1.2E+09	266,688	Sph	4.8E+08	18,000	Tri	6.0E+08	230,000	Tri	1.0E+08	266,688	1.4E+12	1.2
Jan. 2001 Day																	
	0	19	115.5	5.5E+04	1.8E+10	281,504	Sph	1.3E+10	17,000	Sph	5.0E+09	70,000	Tri	1.0E+08	281,504	4.1E+13	6.4
	1	19	11.9	4.7E-02	1.7E+08	281,504	Sph	4.5E+07	20,000	Exp	1.2E+08	100,000	Tri	1.0E+06	281,504	2.5E+11	0.5
	2	19	10.5	6.4E+02	2.0E+08	281,504	Sph	1.8E+08	18,000	Sph	1.8E+07	120,000	Tri	5.0E+06	281,504	4.8E+11	0.7
	3	19	7.6	5.6E-02	1.7E+08	281,504	Sph	1.6E+08	17,000	Tri	4.0E+06	120,000	Tri	2.0E+06	281,504	4.4E+11	0.7
	4	19	5.3	2.5E+02	7.4E+07	281,504	Sph	6.9E+07	16,000	Sph	2.5E+06	120,000	Sph	2.5E+06	281,504	2.1E+11	0.5
	5	19	15.8	1.4E+03	4.5E+08	281,504	Sph	3.6E+08	15,000	Tri	7.0E+07	100,000	Tri	2.0E+07	281,504	1.3E+12	1.1
	6+	19	2.4	2.7E+01	8.9E+06	281,504	Sph	7.0E+06	16,000	Tri	1.2E+06	120,000	Tri	7.0E+05	281,504	2.2E+10	0.1
Night																	
	0	19	1,621.1	9.2E+06	3.2E+12	281,504	Sph	6.0E+11	48,000	Exp	2.6E+12	100,000	Tri	1.0E+10	281,504	3.6E+15	60.1
	1	19	62.6	2.6E+04	8.1E+09	281,504	Sph	3.9E+09	28,000	Sph	4.0E+09	48,000	Tri	1.5E+08	281,504	1.3E+13	3.6
	2	19	41.8	1.4E+04	4.1E+09	281,504	Sph	3.5E+09	35,000	Tri	6.0E+08	52,000	Tri	2.0E+07	281,504	5.7E+12	2.4
	3	19	19.8	2.1E+03	6.6E+08	281,504	Sph	6.3E+08	50,000	Sph	2.0E+07	150,000	Tri	1.0E+07	281,504	6.8E+11	0.8
	4	19	10.4	4.8E+02	1.6E+08	281,504	Sph	1.5E+08	54,000	Tri	9.0E+06	281,504				1.6E+11	0.4
	5	19	27.0	2.1E+03	7.5E+08	281,504	Sph	5.8E+08	48,000	Sph	1.2E+08	150,000	Tri	5.0E+07	281,504	6.8E+11	0.8
	6+	19	3.4	2.4E+01	9.6E+06	281,504	Sph	7.6E+06	45,000	Sph	2.0E+06	281,504				9.5E+09	0.1
Jun. 2001 Day																	
	1	14	6,395.6	2.7E+07	1.4E+13	207,424	Sph	5.2E+12	18,000	Tri	6.5E+12	180,000	Tri	2.0E+12	207,424	1.5E+16	123.8
	2	17	94.4	2.0E+04	7.1E+09	251,872	Sph	5.5E+09	19,000	Tri	1.2E+09	180,000	Tri	4.5E+08	251,872	1.4E+13	3.8
	3	17	167.4	3.6E+04	1.6E+10	251,872	Sph	7.1E+09	40,000	Tri	7.5E+09	165,000	Tri	1.0E+09	251,872	1.2E+13	3.5
	4	19	80.0	7.9E+03	3.9E+09	281,504	Sph	1.7E+09	42,000	Tri	1.6E+09	165,000	Tri	6.0E+08	281,504	2.8E+12	1.7
	5	17	75.9	6.5E+03	3.0E+09	251,872	Sph	1.1E+09	32,000	Sph	1.5E+09	180,000	Tri	4.0E+08	251,872	2.2E+12	1.5
	6	17	280.7	1.0E+05	4.4E+10	251,872	Sph	2.2E+10	35,000	Sph	1.1E+10	150,000	Sph	1.1E+10	251,872	3.8E+13	6.2
	7+	19	5.3	2.8E+01	1.5E+07	281,504	Sph	1.0E+07	40,000	Tri	3.1E+06	195,000	Tri	1.7E+06	281,504	1.6E+10	0.1
Night																	
	1	18	5,288.7	3.4E+07	1.6E+13	266,688	Sph	9.0E+12	22,000	Tri	5.5E+12	200,000	Tri	1.5E+12	266,688	2.4E+16	155.1
	2	17	77.4	9.5E+03	3.8E+09	251,872	Sph	2.5E+09	18,000	Tri	1.0E+09	210,000	Tri	3.0E+08	251,872	6.8E+12	2.6
	3	17	202.2	8.9E+04	3.1E+10	251,872	Sph	1.5E+10	25,000	Sph	1.1E+10	90,000	Sph	5.0E+09	251,872	4.4E+13	6.7
	4	19	96.2	1.9E+04	7.7E+09	281,504	Sph	4.8E+09	33,000	Sph	1.5E+09	100,000	Sph	1.4E+09	281,504	8.5E+12	2.9
	5	17	82.1	7.5E+03	3.5E+09	251,872	Sph	1.9E+09	32,000	Tri	8.2E+08	140,000	Tri	8.0E+08	251,872	3.2E+12	1.8
	6	17	297.7	1.2E+05	5.1E+10	251,872	Sph	3.0E+10	38,000	Tri	1.5E+10	150,000	Tri	6.0E+09	251,872	4.9E+13	7.0
	7+	19	10.6	3.9E+02	1.4E+08	281,504	Sph	1.0E+08	32,000	Tri	2.7E+07	70,000	Sph	7.0E+06	281,504	1.8E+11	0.4
Jan. 2002 Day																	
	0	17	494.9	5.5E+05	1.9E+11	251,872	Sph	1.5E+11	17,000	Gau	3.6E+10	160,000	Tri	3.0E+09	251,872	4.2E+14	20.5
	1	18	1,678.3	1.5E+07	4.5E+12	266,688	Sph	3.6E+12	18,000	Gau	9.0E+11	60,000	Tri	1.0E+10	266,688	9.7E+15	98.4
	2	14	22.3	3.9E+03	8.5E+08	207,424	Sph	1.5E+08	15,000	Exp	7.0E+08	30,000	Tri	2.0E+06	207,424	3.1E+12	1.8
	3	11	2.0	2.8E+01	4.7E+06	162,976	Sph	3.6E+06	17,000	Tri	1.1E+06	46,000	Tri	3.0E+04	162,976	1.1E+10	0.1
	4	9	0.7	4.1E+00	5.5E+05	133,344	Sph	5.5E+05	16,000	Tri	1.0E+03	133,344				1.7E+09	0.0
	5	9	0.9	6.6E+00	9.0E+05	133,344	Tri	9.0E+05	15,000	Tri	2.0E+03	133,344				2.2E+09	0.0
	6	11	1.1	7.5E+00	1.3E+06	162,976	Sph	9.5E+05	17,000	Tri	3.7E+05	46,000	Tri	1.0E+04	162,976	2.9E+09	0.1
Night																	
	0	18	866.3	6.0E+05	3.5E+11	266,688	Sph	1.2E+11	17,000	Tri	2.2E+11	205,000	Tri	1.5E+10	266,688	3.7E+14	19.3
	1	19	2,514.8	1.6E+07	6.1E+12	281,504	Sph	6.0E+12	80,000	Tri	1.0E+11	281,504				5.5E+16	234.5
	2	16	45.9	1.4E+04	3.5E+09	237,056	Sph	2.9E+09	18,000	Sph	6.5E+08	85,000	Tri	2.0E+07	237,056	7.9E+12	2.8
	3	11	6.9	2.8E+02	5.0E+07	162,976	Sph	4.1E+07	18,000	Gau	9.0E+06	50,000	Tri	2.0E+05	162,976	1.1E+11	0.3
	4	9	2.8	4.1E+01	6.0E+06	133,344	Sph	5.1E+06	17,000	Gau	9.0E+05	50,000	Tri	1.0E+04	133,344	1.4E+10	0.1
	5	9	2.6	2.8E+01	4.2E+06	133,344	Sph	3.7E+06	17,000	Gau	4.5E+05	62,000	Tri	1.0E+04	133,344	1.0E+10	0.1
	6	11	4.8	1.1E+02	2.0E+07	162,976	Sph	1.6E+07	17,000	Gau	3.5E+06	50,000	Tri	1.0E+05	162,976	4.4E+10	0.2

Sph: Spherical model, Exp: Exponential model, Gau: Gaussian model, Tri: Triangular model

パターンでは (Fig. 61下図), 基本定線のみを用いた場合には定線による魚群分布量の変化は小さく, 定線による変動の小さい, ならかな分布パターンを示した。一方, 補助定線を追加した場合には, 定線PとQの間に設置した補助定線において突出した魚群分布のピークが観測され, また定線QとRの間の補助定線における魚群分布量が, 定線QおよびRに比べ小さな値をとるなど, 定線により魚群分布量が激しく変動する分布パターンを示した。昼夜それぞれの条件下におけるコバリオグラムを比較すると (Fig. 62), 昼間の分布情報に基づくコバリオグラムでは, 補助定線の追加によってシルの値が減少したのに対して (Fig. 62上図), 夜間のデータに基づく分布パターンでは (Fig. 62下図), 補助定線の追加によりコバリオグラムのシルが上昇し, 分散が大きくなっていることが示された。

考 察

1996年6月の調査結果を用いた定線間隔の検討では, 莫大な量の1歳魚の分布が観測された定線BおよびDを含むか否かによって, 現存量推定値およびそのSEMが大きく変動した。納沙布岬沖定線におけるスケトウダラ1歳魚の集中的な分布は, 海域全体の現存量を考えるうえで非常に重要であり, これらの魚群をきちんと捕捉できるか否かが, その後の現存量推定に大きな影響を与える。Table 11における組み合わせC: Skip every other transect (2) のように, 配置した定線が定線BおよびD上で確認された巨大な魚群分布を捉えることができなかった場合には, その結果として推定される現存量推定値は, その両方を捉えた場合の半分程度にまで減少してしまった (Fig. 57)。さらに定線間での魚群分布量の変動が小さくなることで (Fig. 58C) コバリオグラムにおけるシルも低くなり (Fig. 59C), SEMが縮小した。その結果, 巨大な魚群の分布を見逃した結果であるにもかかわらず, 現存量の推定精度が高いという誤った判断を下すことになった。第3章では初夏の道東海域におけるスケトウダラ若齢魚のパッチ的な分布が年齢組成の再構成における障害となったが, この若齢魚群のパッチ的な分布様式は, 調査定線間隔の決定においても十分に考慮すべき問題であることが本研究の結果から明らかとなった。今回の試算に用いた1996年6月の道東海域におけるスケトウダラの分布パターンを考えると, 少なくとも定線間隔を既定値の8カイリより拡大し, 高密度の魚群の捕捉の可能性を下げるような操作は, 若齢魚の現存量推定値を大きく左右する危険性が高く, 望ましくない。

補助定線の追加による調査密度の増加は, 補助定線を追加した海域内でのスケトウダラの現存量推定の精

度向上には有効性が認められた。昼間のデータに基づく襟裳岬南東沖合海域における若齢魚の現存量推定結果は, 補助定線の追加により推定値のCVが向上し, 直接的にその効果が現れた (Table 12, Fig. 60)。一方, 夜間のデータに基づく襟裳岬南東沖合海域における1, 2歳魚の現存量推定結果では, 定線の追加によるCVの向上がみられなかったが (Table 12, Fig. 60), これは補助定線の追加によって定線間での魚群分布量の変動が大きくなり (Fig. 61下図), 誤差分散が拡大したこと (Fig. 62下図) が原因である。定線間隔を細かくすることにより, 分布位置に応じた魚群分布パターンのばらつきが検出されたことは, SEMの計算においては分散を増加させ余りよい効果はもたらさないものの, 現存量推定そのものにとっては重要な意味を持つ。すなわち, 夜間調査において補助定線を追加したことにより, 基本定線だけでは捉えられなかった1歳魚の分布のピークが定線PとQの間にあることが明らかになり, 結果的に昼夜による現存量の差も若干ながら縮小した (Fig. 60)。前述したように, 道東海域におけるスケトウダラ若齢魚の分布はパッチ的な傾向が強く, それらの魚群をできる限り漏らさずに検出するためには, 定線間隔を細かくとることの効果は大きい。夜間の襟裳岬南東沖合海域における1, 2歳魚の現存量推定の場合には, 定線追加によるSEMの圧縮という効果は得られなかったものの, 8カイリ間隔の基本定線では捉えることができなかった分布のピークを捉えることができたという点において有効であったと考えるべきである。

その一方で, 定線間隔を細かくするにあたっては, 調査期間の増大をどのように吸収するかについて検討しなければならない。本研究で用いた1998年7月の道東海域における1, 2歳魚の例のように, ある特定の海域に魚群の分布が集中する様な条件下では, その海域に限って調査定線を密に設定することによって, より高精度な現存量推定を行うことは比較的容易であると思われる。しかしながら, 同時期における3, 4歳魚のように (Fig. 56), 調査海域全体に広範に分布する年齢群を対象とする場合には, 調査海域全体について定線間隔を調整する必要がある。その場合, 道東海域全域に補助定線を設定し, その全てを航走するためには, 現行の調査日数の倍の期間を要する。音響資源調査はスナップショット的な調査であり, 調査期間中の魚群の移動や移入, 移出等の影響を無視して現存量推定を行う性格上, 調査の実施に時間が掛かるのは望ましくない。調査の設計および実施にあたっては, 調査密度・精度と調査時間のトレードオフを考えつつ, 調査定線を配置し, 運用することが必要となる。また1船のみでの調査では現実的に実現が困難であるならば,

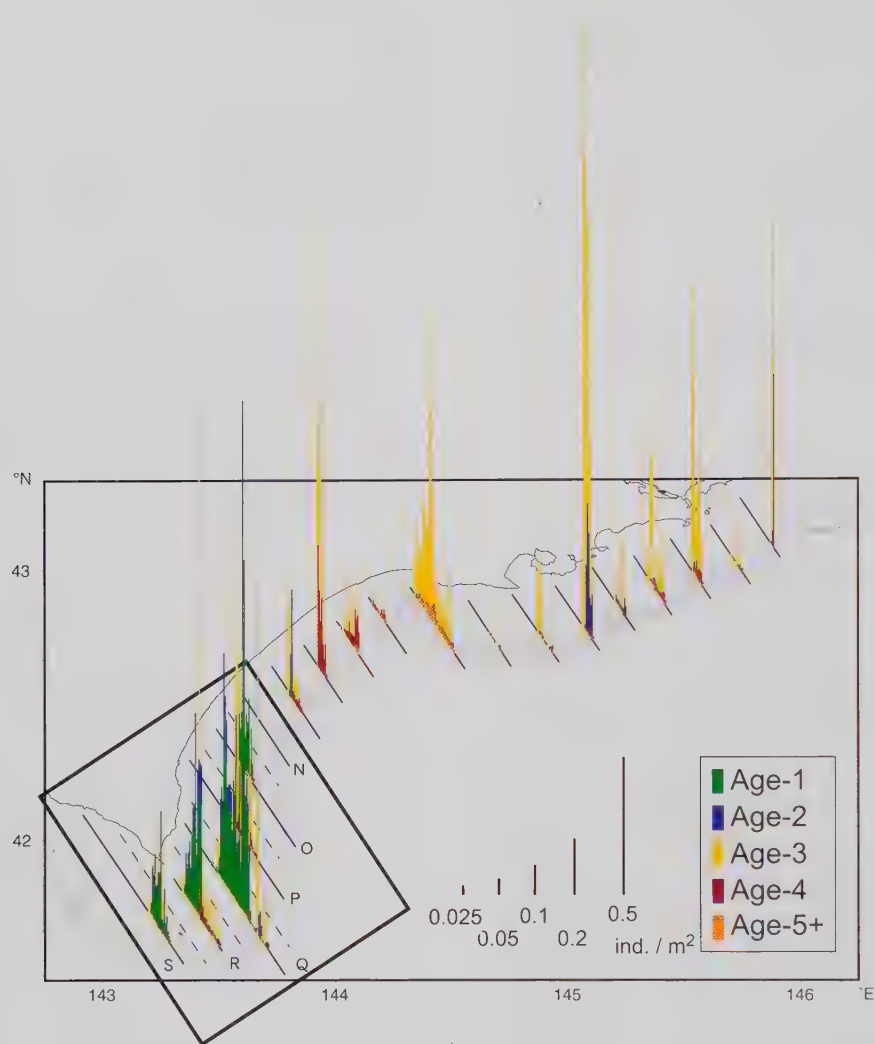


Fig. 56. Transects and the distribution pattern of walleye pollock at age in July 1998. The rectangle drawn in thick line indicates the area where the intensive track was added

Table 11. Variation of the estimated standing stock and SEM of age-1 walleye pollock in Doto, June 1996, in relation to the combination pattern of the transects

Combination pattern of the transects	Interval (nautical miles)	No. of transect	Stock (x1,000,000 ind.)	SEM (x1,000,000 ind.)	CV
A All transects	8	17	2,797	458	16%
B Skip every other transect (1: include line B&D)	16	9	4,271	813	19%
C Skip every other transect (2)	16	8	1,323	94	7%
D Skip every three transects (1: include line B)	24	6	4,389	1,374	31%
E Skip every three transects (2)	24	6	1,270	163	13%
F Skip every three transects (3: include line D)	24	5	2,731	525	19%
(G All transects, assuming mutual independence	8	17	2,797	1,033	37%)

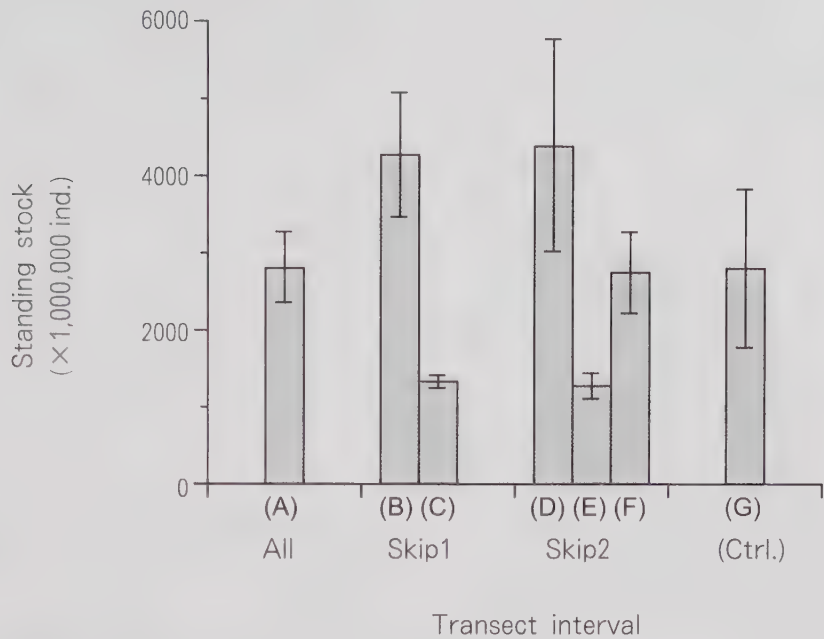


Fig. 57. Comparison of the stock estimator and SEM of age-1 walleye pollock in the Doto area, June 1996, derived by various transect interval. Letters in parentheses under the bars correspond to the transect combination in Table 11

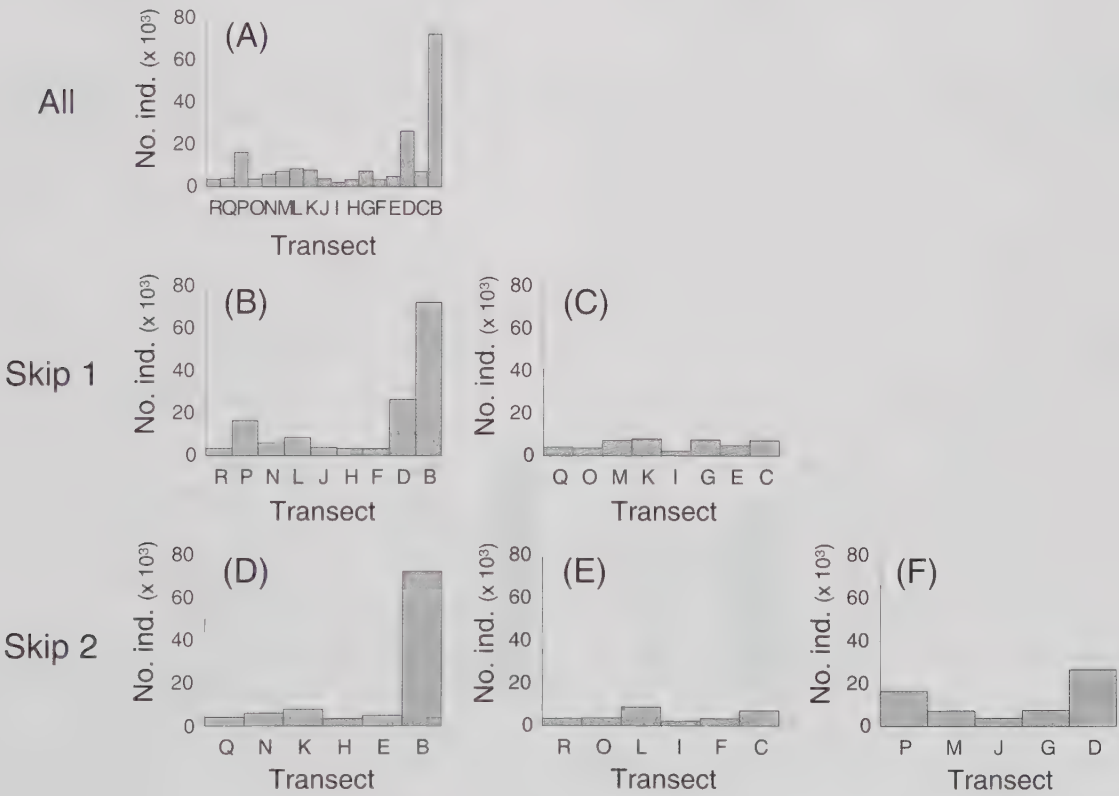


Fig. 58. Cumulated number of individuals of age-1 walleye pollock at each transect in June 1996. Letters in parentheses on the graphs correspond to the transect combination in Table 11

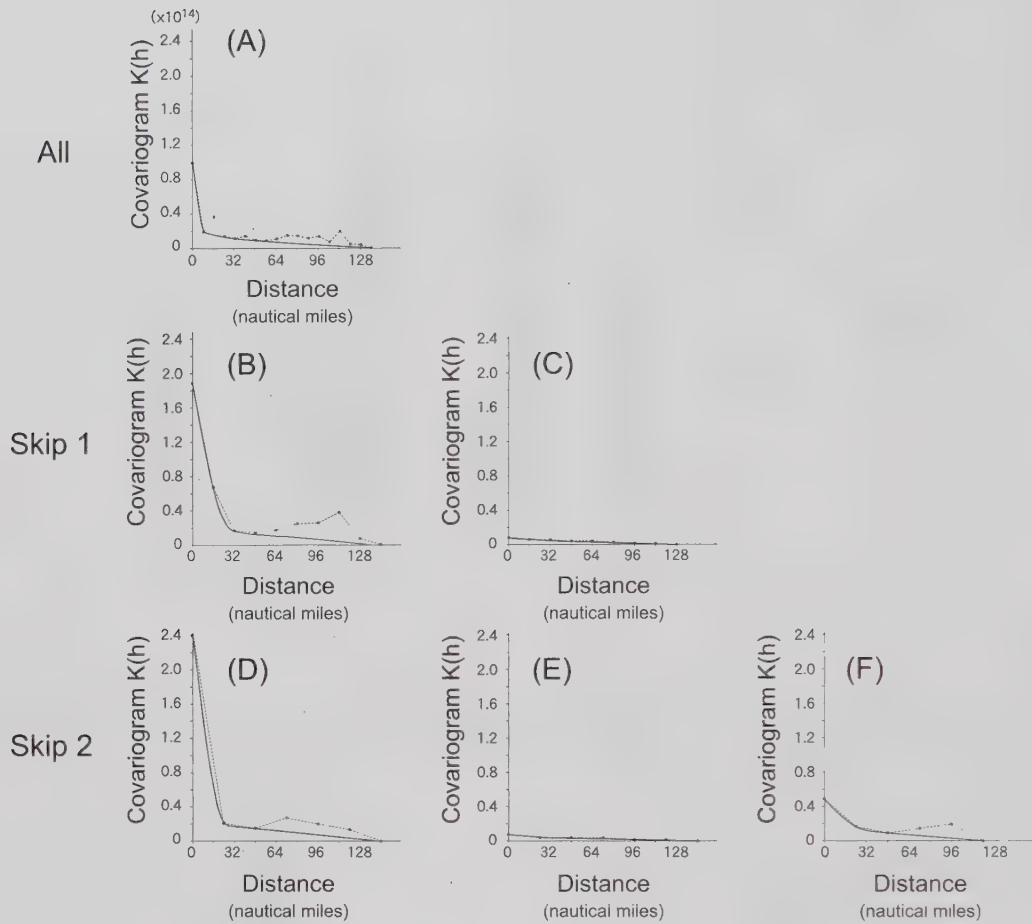


Fig. 59. Covariograms derived from the distribution of of age-1 walleye pollock with three different transect intervals. Letters in parentheses on the graphs correspond to the transect combination in Table 11

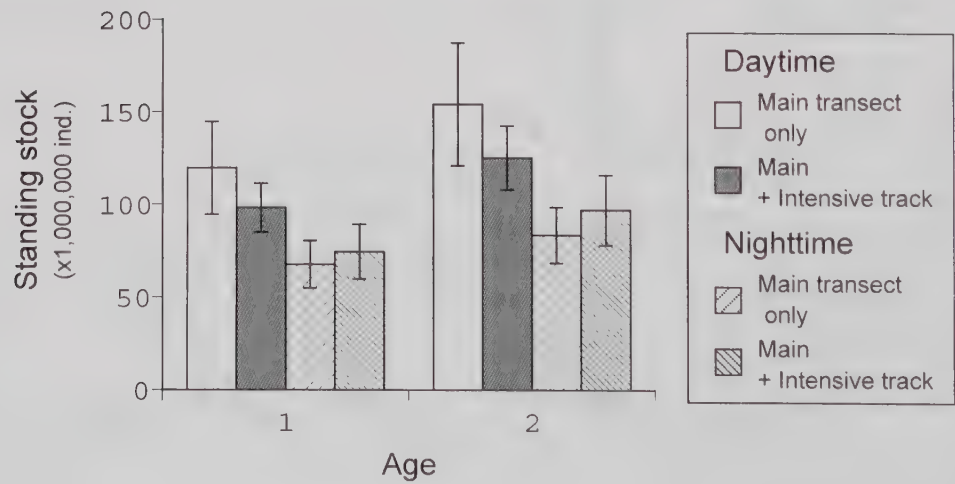


Fig. 60. Variation of the stock estimator and SEM of walleye pollock, at age under the different transect interval and the time period

Table 12. Variation of the stock estimator and SEM by adding the intensive track

Age	Time period	Transect	No. of transect	Interval (nautical miles)	Stock (×1,000,000)	SEM (×1,000,000)	CV
1	Day	Main transect	5	8	119.6	25.0	21%
		+Intensive track	9	4	98.1	13.1	13%
	Night	Main transect	6	8	67.6	12.7	19%
		+Intensive track	11	4	74.4	14.8	20%
2	Day	Main transect	5	8	153.9	33.2	22%
		+Intensive track	10	4	125.0	17.2	14%
	Night	Main transect	6	8	83.4	15.1	18%
		+Intensive track	11	4	96.9	18.9	20%

複数の調査船を同時に走らせるなど、調査期間の拡大を防ぐような方策をとる工夫が必要となろう。

第5章 音響資源調査によって得られた現存量推定値の妥当性の検討

第2章および第4章において、北海道太平洋海域に分布するスケトウダラの年齢別、海域別の現存量推定値とそのSEMを求めた。しかし、音響資源調査の対象海域はスケトウダラ太平洋系群の分布域の一部でしかなく (Fig. 1, 14), また調査を実施した季節や時間帯によって年齢別現存量推定結果が大きく異なることから、音響資源調査で得られた各々の結果が、系群全体における年級豊度を正確に反映していると判断するのは早計である。本研究の目的は、音響資源調査で、翌年以降に新規加入群として漁獲対象資源に加入する、あるいは加入したばかりの年級の豊度を推定することにより、VPAでは推定が困難な近年の若齢魚群の年級豊度の情報を補足し、その後の資源に与える新規加入群の影響を事前に見積もることにある。

一方、年齢別漁獲尾数データの時系列が十分に蓄積し、コホートがほぼ完成した条件下においてVPAによって推定される年齢別資源尾数は、1995年級が卓越年級であることなども表現され (Fig. 2), 実際の漁業の動向とも一致し、各年級の豊度を十分に反映した値と考えられる。よって、本章では、VPAから推定される年齢別資源尾数を年級豊度の指標値と仮定した上で、音響資源調査で推定された道東海域におけるスケトウダラの年齢別現存量推定値と、その後VPAで推定される年齢別資源尾数との間で回帰分析を行うことで、音響

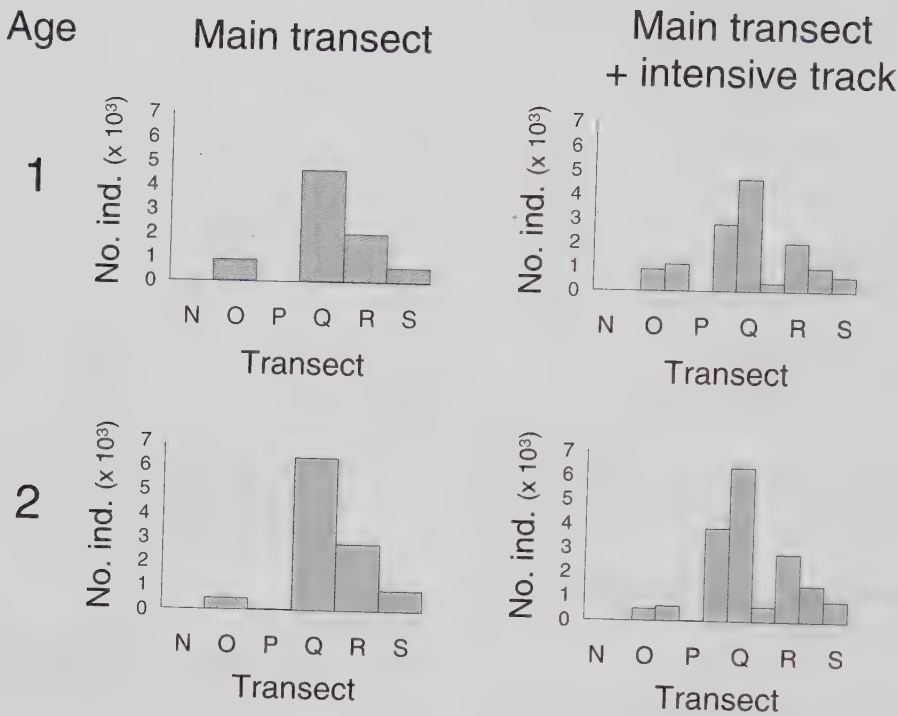
資源調査によって得られる年齢別現存量推定値が、スケトウダラ太平洋系群全体での年級豊度を反映する指標として有効か否かについて考察した。

材料と方法

音響資源調査によって推定された道東海域におけるスケトウダラの年齢別現存量推定値を独立変数、VPAによって推定したスケトウダラ太平洋系群全体の年齢別資源尾数の推定値を従属変数として回帰直線式を求め、両指標値の関係について検討した。使用したデータは、1996～2001年の6～7月 (計5回) および1998～2001年の1月に実施された (計4回) 音響資源調査によって得られた道東海域における年齢別現存量推定値 (昼夜) と、2001年までの年齢別漁獲尾数データの時系列を元にVPAを用いて計算した、1996～2001年の太平洋系群全体における1歳魚以上の年齢別資源尾数である (八吹, 本田, 2002)。初夏の音響資源調査結果を用いる場合には同年齢同士を、また冬季の調査結果を比較する場合には、スケトウダラの年齢の起算日の関係から*, 1歳上のVPAによる年級豊度との間で回帰分析を行った。またABCの算定にあたっては、ABC設定年 (=翌年) における新規加入群 (=2歳魚) の豊度を推定することが最も重要である。このことから、回帰分析においても、同じ年齢群同士の対応以外に、初夏の音響資源調査による1歳魚の現存量推定値とVPAによる1年後の2歳魚時点における資源尾数との対応、また冬季の音響資源調査による0歳魚の現存量推定値とVPAによる1年半後の2歳魚の資源尾数との対応についても併せて検討した。VPAの結果から、調査期間内では1995年級が卓越群として現れる一方、それ

* スケトウダラ太平洋系群の年齢の起算日は4月1日に設定されており、1月の音響資源調査によって得られた年級は、3ヵ月後の同年4月には1歳加齢される。

Daytime



Nighttime

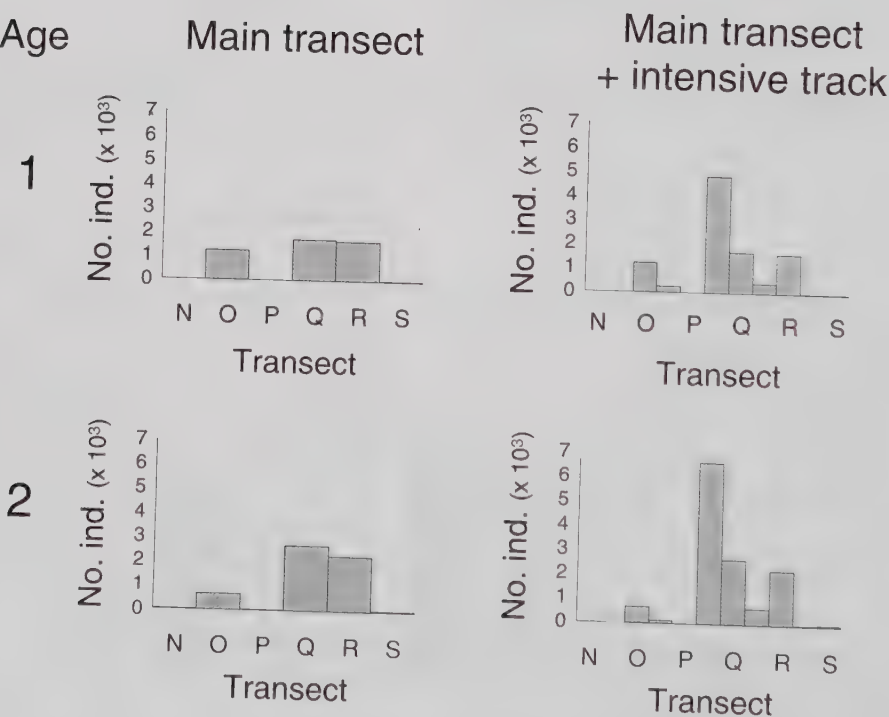


Fig. 61. Cumulated number of individuals of walleye pollock at each transect on the area SE of Cape Erimo, indicated in Fig. 56

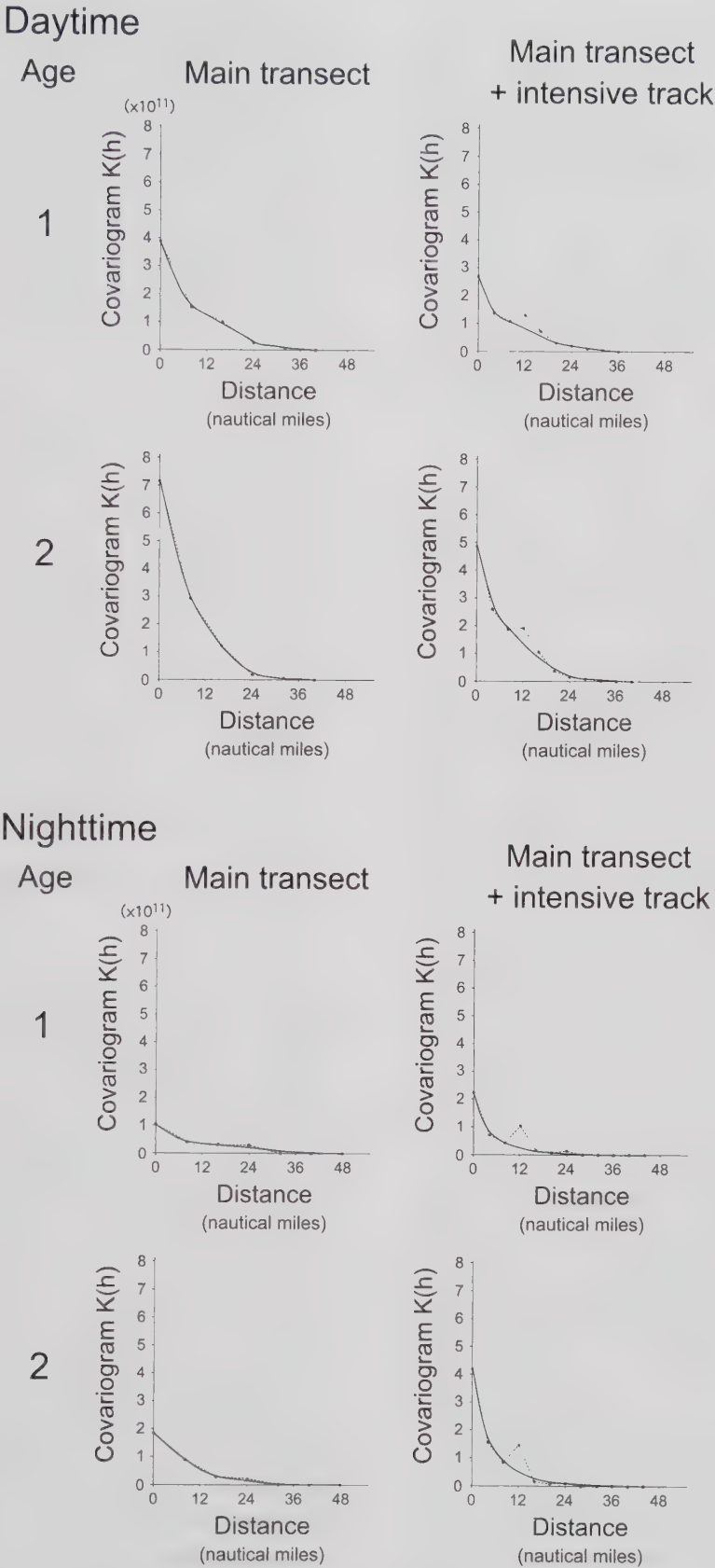


Fig. 62. Variation of the covariogram of the distribution patterns of wall-eye pollock at each age under the different conditions: Day-Night and with-without intensive track

以外の年級豊度はそれほど高くなかったことが明らかにされている (Table 13; Fig. 2)。また、音響資源調査の結果からは、1995年級と併せて2000年級も比較的高い年級豊度であったことが推定された (Table 13, Fig. 47)。そこで、1995年級および2000年級については、両年級のデータを含めた場合と除いた場合の両方について回帰分析を行った。なお、1997年夏季および1998年1月の調査における昼間のデータは欠測である。音響資源調査の結果、推定現存量が極めて少なくなる高齢魚群については、ある年齢以上の現存量推定値及びそれに対応するVPAによる推定資源尾数を全て足し合わせ、プラスグループとして扱った (Table 13)。

結 果

道東海域における初夏および冬季の音響資源調査で得られた昼夜別現存量指標値とVPAによる太平洋系群全体の年齢別資源尾数の散布図をFig. 63に示した。卓越年級である1995年級の評価については、初夏の調査においては1995年級が1歳および3歳の時点において (Fig. 63A, B)、また冬季の調査 (夜間) においては2歳の時点において (Fig. 63D)、音響資源調査による現存量推定値、VPAによる資源尾数推定値ともに非常に高い値を示した。一方、2000年級の評価については、初夏の音響資源調査では1995年級に次ぐ高豊度の年級である可能性を示したのに対して (Fig. 63A, B)、VPAによる評価では1998年級と同程度の資源量推定値に留まり、両評価法における年級豊度の評価は一致しなかった。1995年級および2000年級を除く年級の評価は、いずれの評価法においても低い値に留まり、卓越群である1995年級と同じスケールの散布図で示すと、原点付近に集中的にプロットされた (Fig. 63A, B, C, D)。

これら両資源量 (およびその指標値) の間で得られた回帰直線式をTable 14に示した。このうち、統計的に有意な回帰式については太字で示した。初夏の音響資源調査結果とVPAとの回帰においては、昼間に収録したデータの場合は、年齢群の対応が1-1歳 (2000年級を含めた場合と除いた場合の双方)、1-2歳、2-2歳および3-3歳の組み合わせにおいて、また夜間に収録したデータを用いた場合には、1-1歳 (2000年級を除いた場合)、1-2歳および3-3歳の組み合わせにおいて、有意な正の回帰式が得られた。しかし、昼間のデータに基づく2-2歳の組み合わせのケースを除いては、データセットから卓越群である1995年のデータを除くと、有意性は見られなくなった (Table 14)。冬季の音響資源調査結果とVPAとの回帰では、夜間のデータに基づく2歳魚の現存量推定値とVPAで求めた3歳魚の資

源尾数との間、および昼間のデータに基づく3歳魚の現存量推定値とVPAで推定した4歳魚の資源量との間で有意な回帰関係が見られた。しかし、これらのデータから卓越年級である1995年級のデータを除いた場合には、初夏の調査データと同様に有意性は見られなくなった。その一方で、夜間収録の音響データに基づく3歳魚の現存量と、VPAに基づく4歳魚の資源量との間では、1995年級のデータを除いた場合のみ有意な回帰関係が現れた。有意な回帰式が求められた組み合わせについては、その回帰直線をFig. 63の散布図に重ねて示した。

統計的に有意となった回帰式について、回帰直線式の95%信頼区間および年齢別資源尾数の期待値の95%信頼区間の双方を、Fig. 64およびFig. 65に示した。初夏の音響資源調査に基づくデータからVPAの資源尾数を予測する場合には、2000年級のデータを除いた1歳魚群同士 (Fig. 64B, C)、および音響資源調査によって推定された1歳魚の現存量とVPAによる2歳魚の資源尾数との間 (Fig. 64D, E) では、昼夜ともに非常に高い回帰関係があることが示された。一方、対象とする年齢が上昇するにつれて、回帰式および資源尾数の期待値の信頼区間は拡大した (Fig. 64F, G, H)。また、冬季調査の結果に基づいて求められた有意な回帰式も、初夏の調査における3歳魚以上のケースと同様に、比較的広い信頼区間を持つことが示された (Fig. 65A, B, C)。

なお、第2章で述べたように、初夏の音響資源調査によって得られる現存量推定値では、1, 2歳魚では昼間のデータに基づく現存量推定値が、また3歳魚以上的高齢魚では夜間のデータに基づく現存量推定値が、より高い値を示す傾向が見られた (Fig. 46)。しかし、VPAとの回帰分析では、1-1歳 (2000年級を除いた場合)、1-2歳および3-3歳の組み合わせにおいて、昼夜によって回帰係数の大きさに違いはみられたものの、同程度の信頼区間を持つ有意な回帰関係が得られた (Table 14, Fig. 64)。

考 察

音響資源調査を実施した時期によって、得られた現存量推定値とVPAによる資源量推定値の関係は大きく異なった。そこで、両資源量指標間の関係について、調査時期別に考察する。

1) 初夏の音響資源調査から得られる現存量推定値とVPAとの関係

3歳魚以下の年齢群において、音響資源調査によって得られる現存量推定値とVPAによって得られる年齢別資源尾数との間で有意な回帰関係が見られた (Table

14)。しかし、それらのデータから1995年級のデータを除くと、有意な回帰関係が得られないことも同時に示された（昼間のデータを用いた2歳魚の場合を除く）。これは、回帰分析に使用したデータセットにおいて、1995年級が卓越年級として極めて高い現存量推定値および資源尾数を示した一方で、1996～1999年級の年級豊度が非常に低く、独立変数および従属変数の双方において原点付近の極めて狭い範囲に集中したことに起因すると考えられた（Fig. 63）。回帰式に用いたデータのうち、1995年級のもてこ比はいずれも1に近い高い値を示し、1995年級の存在が回帰式の傾きに大きく影響を与えていることを意味した。Fig. 64に示した回帰式のグラフにおいて、1歳魚同士（Fig. 64B, C）、あるいは1歳魚の音響資源調査による現存量推定値と2歳魚時点でのVPAによる資源尾数との対応（Fig. 64D, E）では、信頼区間が極めて狭く、高い精度の回帰式が得られている。しかし、今後調査を継続する中で、データ数が増え、また年級豊度のバリエーションが増えるにしたがって、現在得られている回帰関係に変化が生じることは十分に考えられる。

1歳魚同士あるいは音響資源調査による1歳魚の現存量とVPAによる2歳魚の資源尾数の対応において、2000年級の評価が両評価法の間で大きく異なり、他の年のデータから得られた回帰直線から外れてプロットされた（Fig. 63, 64）。音響資源調査では1歳魚時点での2000年級の道東海域における現存量が高い水準にあると推定したのに対して、VPAでは、それ以前の年級と同程度の低い水準と推定した。この背景には、VPAによる資源評価の弱点である、近年の若齢魚群の年級豊度推定における精度の低さが影響した可能性が考えられる。VPAで2000年級の1歳魚時点での資源尾数を推定するために利用したデータは、2000年級が0歳および1歳魚の時点で東北海域において漁獲された際に得られた2年分の年齢別漁獲尾数の情報である。これらは、データの集計範囲が音響資源調査を実施した道東海域とは異なり、かつデータの時系列が短い。そのため、現時点で推定された2000年級の年級豊度の推定精度は低く、実際の年級豊度を反映していない可能性も考えられる。2000年級については、2002年秋の時点で道東海域における沖底の漁獲対象資源に加入し、漁獲物中にも現れはじめているものの（八吹、私信）、正式な漁獲統計が発表される2003年度にならないと、漁獲物中における2000年級の量および年齢別漁獲尾数等の値を得ることができず、現時点において2000年級の豊度について言及することは困難である。今後数年にわたって2000年級の各年齢における漁獲が行われ、VPAの計算に利用できるデータ数が蓄積されるのに伴

い、VPAによる2000年級の豊度の推定精度は徐々に向上し、年齢別資源尾数の推定値も変化するものと思われる。仮に、2000年級の1歳魚時点での豊度のプロットが、現在得られている回帰直線に近い側へ移動するならば、それは音響資源調査による新規加入群量の年級豊度推定における利点を示すことになるだろう。

2歳魚については、昼間に収録した魚探データを用いた場合には回帰関係が得られたものの、夜間のデータでは有意な回帰関係は得られなかった（Table 14, Fig. 64）。2歳魚のデータについては、1997年初夏の調査が欠測であったために1995年級のデータが含まれず、年級豊度が低いと考えられる1996～1999年級のデータのみで回帰分析を行わざるを得なかった。もし、1995年級のような卓越年級のデータが得られていたならば、1歳魚同士、あるいは音響資源調査による1歳魚現存量推定値とVPAによる2歳魚資源尾数の組み合わせと同様に、より精度の高い回帰式が得られた可能性が考えられる。

一方、3歳魚以上については、卓越年級である1995年級のデータを含みながらも、回帰直線の信頼区間は拡大し（Fig. 64G, H）、さらに4歳以上では有意な回帰式を得ることができなかった（Table 14）。また、対象とする年齢が高齢になるに伴い、回帰係数は大きくなり、回帰直線の傾きが急になった（Table 14）。これらの結果は、対象年齢が高齢になるに伴い、音響資源調査によって得られる現存量推定値とVPAによって得られる年齢別資源尾数との傾向が一致しくなくなり、かつ音響資源調査によって推定される現存量が、VPAから推定される資源尾数に対して相対的に減少することを意味する。第2章において、対象とするスケトウダラ魚群の年齢構成が高くなるに伴い、魚群が海底に着底する傾向が強まり、離底あるいは中層まで浮上しにくくなることを示した。また、このような生態的な特徴が、音響資源調査では現存量の過小推定の大きな要因となることについても考察した。対象年齢群が高齢になるに伴い、回帰係数が大きくなり、かつ回帰直線の信頼区間が拡大する、あるいは有意でなくなるといった結果は、スケトウダラ高齢魚に対する音響資源調査の有効性の限界を示すものと考えられる。

2) 冬季の音響資源調査から得られる現存量推定値

冬季の音響資源調査による現存量推定値とVPAによる資源尾数推定値との対応において（Table 14）、0-1歳あるいは1-2歳といった若齢群で有意な回帰関係が得られなかった背景には、1995年級が0歳あるいは1歳魚の時点での調査データが得られていないことの影響が考えられた。このことは、1995年級のデータを含

Table 13. Numerical abundance/standing stock at age of walleye pollock used for the regression analyses

Numerical abundance derived by VPA							
A Data set to correspond to the surveys conducted in early summer							
Year	age-1	age-2	age-3	age-4	age-5	age-6	
1996	3,750.6						
1997		2,544.5					
1998	402.8	436.3	1,540.1	609.3	247.8		
1999	318.2	264.3	290.8	916.8	300.8	235.5*	
2000	296.1	188.7	152.7	204.5	477.5	247.8*	
2001	381.7	199.5	108.2	89.3	113.5	215.0	
(×1,000,000 ind.)							
B Data set to correspond to the surveys conducted in winter							
Year	age-1	age-2	age-3	age-4	age-5	age-6	age-7
1998	402.8	436.3	1,540.1	609.3	247.8		
1999	318.2	264.3	290.8	916.8	300.8	132.0	
2000	296.1	188.7	152.7	204.5	477.5	141.4	106.4
2001	381.7	199.5	108.2	89.3	113.5	215.0	114.4*
(×1,000,000 ind.)							
Standing stock estimated by acoustic surveys							
C Early summer							
Daytime	age-1	age-2	age-3	age-4	age-5	age-6	
Jun.1996	2,796.8						
Jul.1998	120.0	175.0	376.4	31.6	0.6		
Jun.1999	35.9	85.9	62.4	185.8	16.1	2.1*	
Jun.2000	65.2	40.0	53.5	39.0	99.7	5.0*	
Jun.2001	1,326.6	23.8	42.2	22.5	19.1	70.7	
Nighttime	age-1	age-2	age-3	age-4	age-5	age-6	
Jun.1996	1,745.5						
Jul.1998	67.9	119.7	437.8	35.4	2.0		
Jun.1999	9.7	53.6	53.0	139.4	18.4	6.1*	
Jun.2000	33.9	76.5	57.6	44.2	149.4	13.5*	
Jun.2001	1,410.4	19.5	50.9	27.1	20.7	75.0	
(×1,000,000 ind.)							
D Winter							
Daytime	age-0	age-1	age-2	age-3	age-4	age-5	age-6
Jan.1999	2.6	102.3	61.6	73.7	1.8	0.1	
Jan.2000	62.1	68.0	32.9	15.8	26.3	1.4	0.0*
Jan.2001	32.5	3.3	3.0	2.1	1.5	4.5	0.7*
Nighttime	age-0	age-1	age-2	age-3	age-4	age-5	age-6
Jan.1998	12.8	156.2	1,196.5	108.9	1.4		
Jan.1999	7.7	91.5	61.2	88.8	3.7	0.0	
Jan.2000	61.0	129.9	46.4	27.0	61.4	3.3	0.2*
Jan.2001	456.3	17.6	11.8	5.6	2.9	7.6	1.0*
(×1,000,000 ind.)							

Only the data of numerical abundance that corresponds to the acoustic estimators are shown.
Values marked with asterisks indicate the combined data of the older age groups.
Dominant 1995 year class are written in bold.

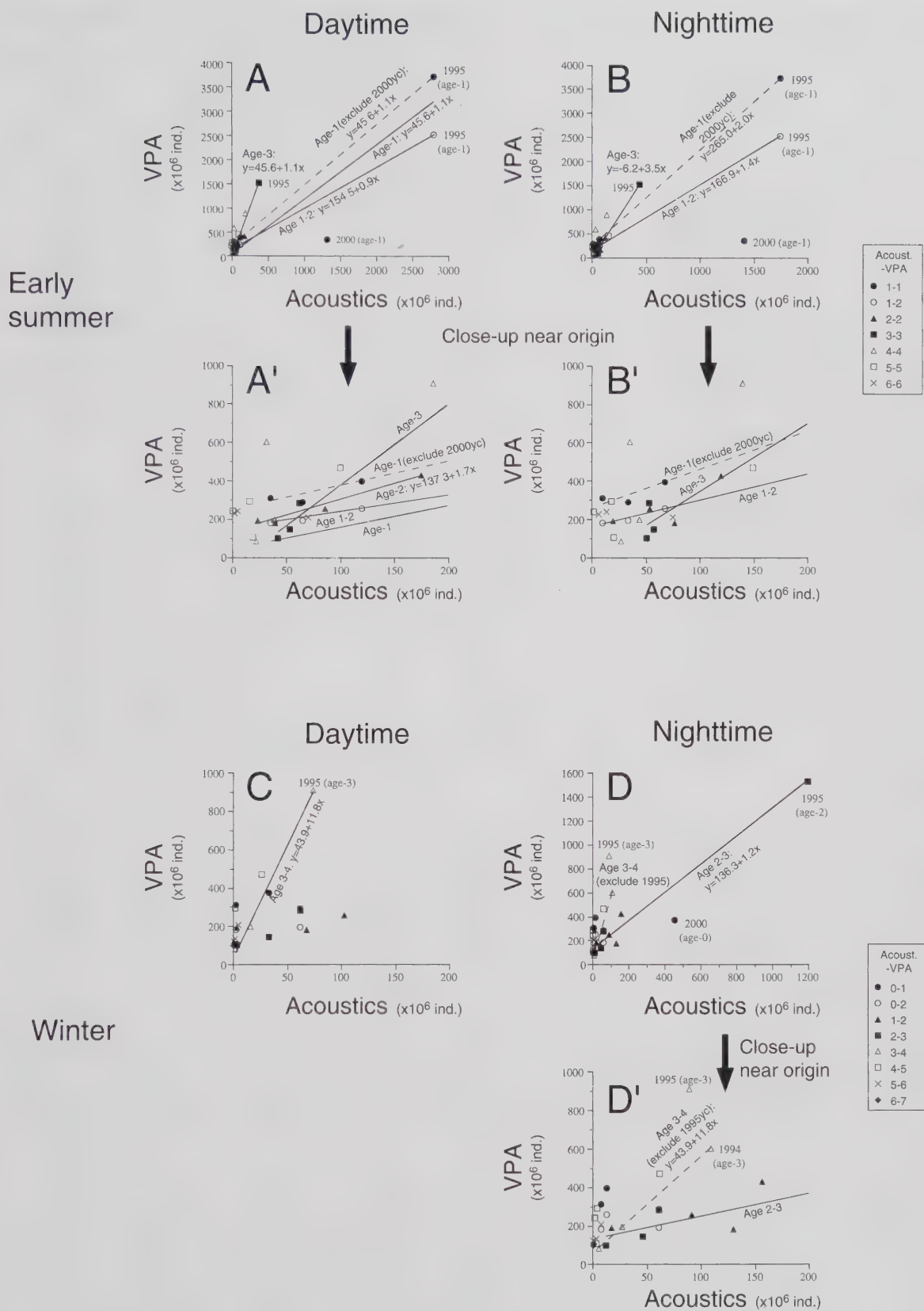


Fig. 63. Comparisons of the abundance indices of walleye pollock estimated by acoustic survey and VPA. Lines in the graphs indicate the significant regression line. Broken lines indicate the regression functions without the data of high abundant year class

Table 14. Regression functions of the numerical abundance of the Japanese Pacific population of walleye pollock against the standing stock estimated by the acoustic surveys in Doto

Survey period	Correspondence of the age group (Acoust.- VPA)	No. of Data	Regression functions	95% confidence intervals of the regression coefficients		p value
Early summer						
Daytime						
	1-1	5	y= 45.6 + 1.1 x	(0.1 ~ 2.1)		0.038
	(exclude 2000yc)	4	y= 246.8 + 1.3 x	(1.2 ~ 1.3)		0.000
	(exclude 1995 & 2000yc)	3	y= 255.9 + 1.1 x	(-7.6 ~ 9.9)		0.349
	1-2	4	y= 154.5 + 0.9 x	(0.8 ~ 0.9)		0.000
	(exclude 1995yc)	3	y= 148.6 + 0.9 x	(-1.7 ~ 3.6)		0.139
	2-2	4	y= 137.3 + 1.7 x	(0.8 ~ 2.5)		0.014
	3-3	4	y= -38.5 + 4.2 x	(3.3 ~ 5.1)		0.002
	(exclude 1995yc)	3	y= -280.7 + 8.8 x	(-32.9 ~ 50.5)		0.227
	4-4	4	y= 175.0 + 4.0 x	(-4.5 ~ 12.5)		0.180
	(exclude 1995yc)	3	y= 25.6 + 8.9 x	(-395.6 ~ 413.3)		0.827
	5-5	4	y= 193.2 + 2.7 x	(-3.4 ~ 8.9)		0.199
	(exclude 1995yc)	3	y= 265.6 - 3.8 x	(-117.7 ~ 110.2)		0.747
	6-6	3	y= 242.8 - 0.4 x	(-2.6 ~ 1.8)		0.268
Nighttime						
	1-1	5	y= 184.4 + 1.3 x	(-1.0 ~ 3.6)		0.166
	(exclude 2000yc)	4	y= 265.0 + 2.0 x	(1.9 ~ 2.1)		0.000
	(exclude 1995 & 2000yc)	3	y= 280.9 + 1.6 x	(-12.7 ~ 15.9)		0.397
	1-2	4	y= 166.9 + 1.4 x	(1.3 ~ 1.4)		0.000
	(exclude 1995yc)	3	y= 167.8 + 1.3 x	(-3.8 ~ 6.5)		0.187
	2-2	4	y= 127.3 + 2.2 x	(-2.9 ~ 7.2)		0.209
	3-3	4	y= -6.2 + 3.5 x	(2.3 ~ 4.8)		0.007
	(exclude 1995yc)	3	y= 148.3 + 0.7 x	(-352.3 ~ 353.6)		0.985
	4-4	4	y= 89.8 + 5.9 x	(-6.8 ~ 18.6)		0.182
	(exclude 1995yc)	3	y= 80.2 + 6.2 x	(-391.9 ~ 404.3)		0.875
	5-5	4	y= 198.4 + 1.8 x	(-2.0 ~ 5.6)		0.177
	(exclude 1995yc)	3	y= 266.2 - 3.3 x	(-116.0 ~ 109.3)		0.772
	6-6	3	y= 244.8 - 0.4 x	(-3.0 ~ 2.2)		0.312
Winter						
Daytime						
	0-1	3	y= 343.9 - 0.4 x	(-18.8 ~ 18.0)		0.842
	(exclude 2000yc)	2	y= 319.1 - 0.4 x	(- ~ -)		
	0-2	2	y= 188.3 + 0.2 x	(- ~ -)		
	1-2	3	y= 185.8 + 0.5 x	(-7.1 ~ 8.2)		0.529
	2-3	3	y= 83.0 + 3.1 x	(-9.1 ~ 15.3)		0.191
	3-4	3	y= 43.9 + 11.8 x	(3.9 ~ 19.6)		0.033
	(exclude 1995yc)	2	y= 71.6 + 8.4 x	(- ~ -)		
	4-5	3	y= 188.3 + 11.0 x	(-71.1 ~ 93.2)		0.337
	(exclude 1995yc)	2	y= -823.1 + 624.4 x	(- ~ -)		
	5-6	3	y= 123.3 + 19.7 x	(-27.9 ~ 67.4)		0.120
	(exclude 1995yc)	2	y= 131.3 + 7.2 x	(- ~ -)		
	6-7	2	y= 106.4 + 11.4 x	(- ~ -)		
Nighttime						
	0-1	4	y= 338.4 + 0.1 x	(-0.6 ~ 0.8)		0.642
	(exclude 2000yc)	3	y= 369.9 - 1.1 x	(-20.8 ~ 18.5)		0.596
	0-2	3	y= 228.8 - 0.4 x	(-17.3 ~ 16.4)		0.806
	1-2	4	y= 156.4 + 1.2 x	(-3.4 ~ 5.7)		0.382
	2-3	4	y= 136.3 + 1.2 x	(0.9 ~ 1.5)		0.004
	(exclude 1995yc)	3	y= 53.8 + 3.3 x	(-20.2 ~ 26.8)		0.328
	3-4	4	y= 65.6 + 6.8 x	(-4.7 ~ 18.2)		0.126
	(exclude 1995yc)	3	y= 64.8 + 5.0 x	(4.1 ~ 6.0)		0.010
	4-5	4	y= 208.9 + 4.4 x	(-3.8 ~ 12.5)		0.147
	(exclude 1995yc)	3	y= 197.8 + 8.6 x	(-1,036.5 ~ 1,053.6)		0.934
	5-6	3	y= 121.9 + 11.5 x	(-43.0 ~ 65.9)		0.228
	(exclude 1995yc)	2	y= 132.0 + 2.9 x	(- ~ -)		
	6-7	2	y= 104.4 + 9.9 x	(- ~ -)		

The functions written in bold are statistically significant.

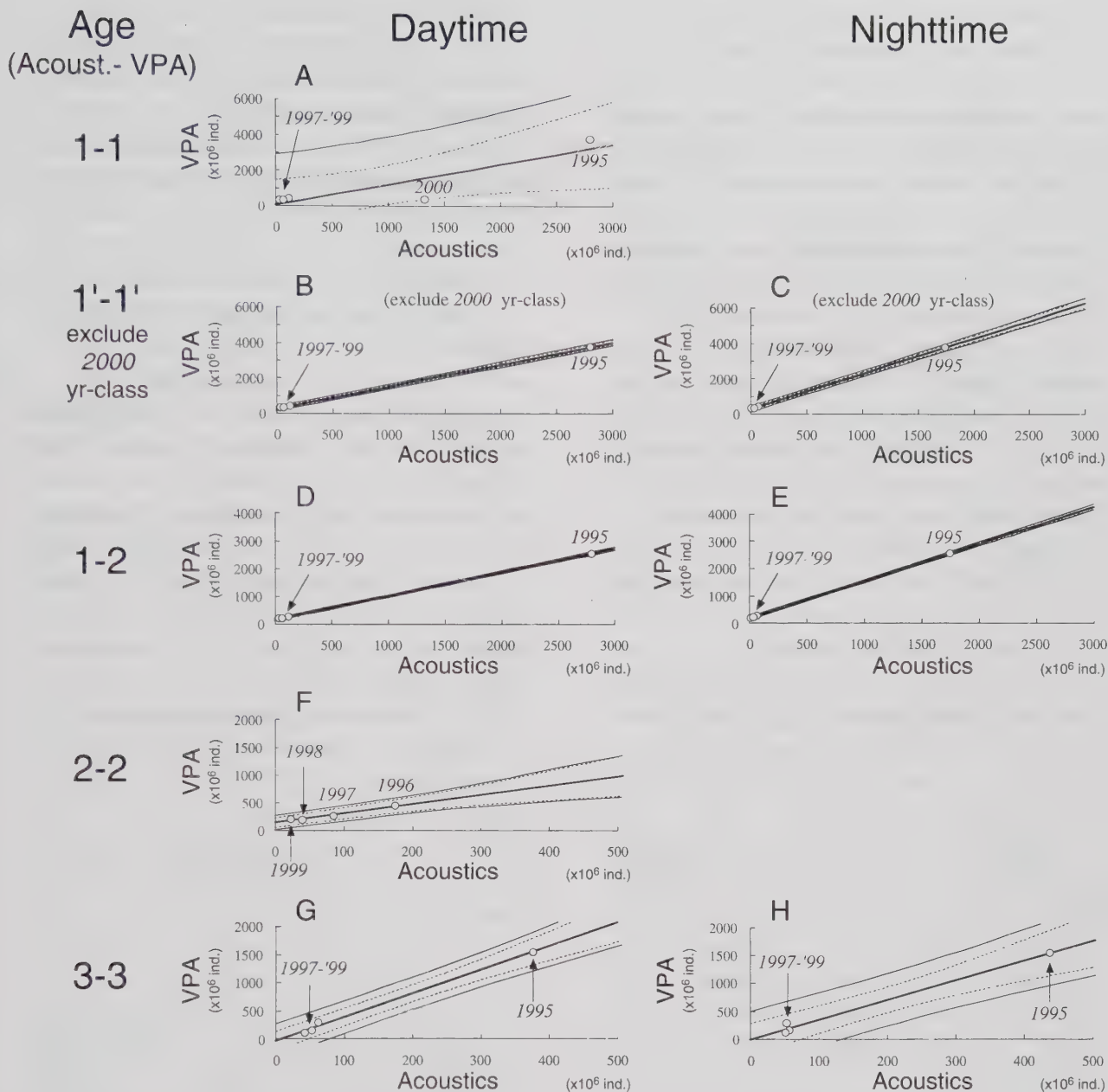


Fig. 64. Correspondence of the estimator of the standing stock at age of walleye pollock in the Doto area derived from the acoustic surveys conducted in June and the numerical abundance at age of pollock in the whole stock by VPA. Thick line indicates regression line; paired broken curves indicate 95% confidence interval of the regression coefficient; paired solid curves indicate 95% confidence interval of the distribution of the estimators. *Italic* values indicate the year class of the data

む 2 歳の現存量（夜間）と 3 歳の資源尾数との間で、有意な回帰式が得られたことから想像される（Fig. 65A）。逆に言えば、冬季の音響資源調査に基づく現存量推定値と VPA による資源尾数との関係が有意になるか否かも、若齢魚群については 6 月の調査と同様に 1995 年級の卓越群のデータを含むか否かのみによって決定された可能性が高い（夜間のデータに基づく 3-4 歳の関係を除く）。

一方、夏季の調査およびその後の漁況の推移から高豊度の年級であったと推定された 2000 年級については、2001 年 1 月の夜間のデータから計算された 0 歳魚の現存量推定値は 4 億 5,630 万尾で、1999 年以前の低い豊度の年級で推定された現存量推定値である 770~6,100 万尾に比べて一桁高い値を示した（Table 13, Fig. 63D）。前述のように、VPA では 2000 年級の豊度を正確に評価できていない可能性もあり、今後 VPA による 2000 年級

の豊度の評価がどのように変化していくかに注目しつつ、冬季調査における卓越年級の発生を検出する可能性についても引き続き検討する必要がある。

冬季現存量調査における夜間収録の音響データに基づく3歳魚の現存量と、VPAに基づく4歳魚の資源尾数との間では、他の例とは逆に1995年級のデータを除いた場合のみ有意な回帰関係が現れた (Fig. 65C)。この原因は、冬季の音響資源調査における3歳魚時点での1994年級の推定現存量 (1億890万尾) が1995年級の3歳時点での推定現存量 (8,880万尾) よりも多く、VPAによる4歳魚時点での両年級豊度の推定結果 (1994年級: 6億930万尾; 1995年級: 9億1,680万尾) と逆転したために生じたことによる (Table 13, Fig. 63 D')。VPAによる推定結果では、1994年級の豊度は1993年級以前あるいは1996~1999年級に比べれば高かったものの、1995年級に比べればいずれの年齢においても低い豊度であったと推定されており (Table 13), 1月の夜間の音響資源調査では、3歳の冬の時点での1994年級と1995年級の大小関係を判別できなかったことが考えられる。同じ年齢群の対応でも、昼間のデータを用いた場合には、1995年級を含む形で回帰関係が得られたが (Table 14, Fig. 65B), こちらのデータセットには1998年1月の調査結果が欠測しているために、

1994年級のデータが含まれていないことが影響したことも考えられる。6月の調査においても、4歳魚以上の高年齢魚では音響資源調査結果とVPAの結果との間で有意な回帰が見られず、量的な判断が難しいことが示された。また、同様に1月の音響資源調査においても、3歳魚以上の高年齢魚については、音響資源調査の調査結果から年級豊度を推定することは困難と判断された。

3) 音響資源調査によって得られた現存量推定値とVPAによって得られた資源尾数推定値との回帰関係の精度

本研究における目標は、翌年以降に新規加入群として漁獲資源対象に加入する若齢魚群の年級の豊度を音響資源調査により事前に把握することにあった。初夏の調査では、1, 2歳魚において両資源量指数の間に有意な回帰関係が得られ、道東海域における音響資源調査によって得られる若齢魚の現存量推定値が、系群全体の年級豊度を反映する可能性が示された。その一方で、冬季調査によって得られる現存量推定値からは、0~2歳魚の若齢魚においては、VPAによる年級豊度評価結果との間で良い回帰関係を得ることはできなかった。しかし、夏冬両方の音響資源調査の結果から高い豊度が予想される2000年級については、0歳魚の冬季

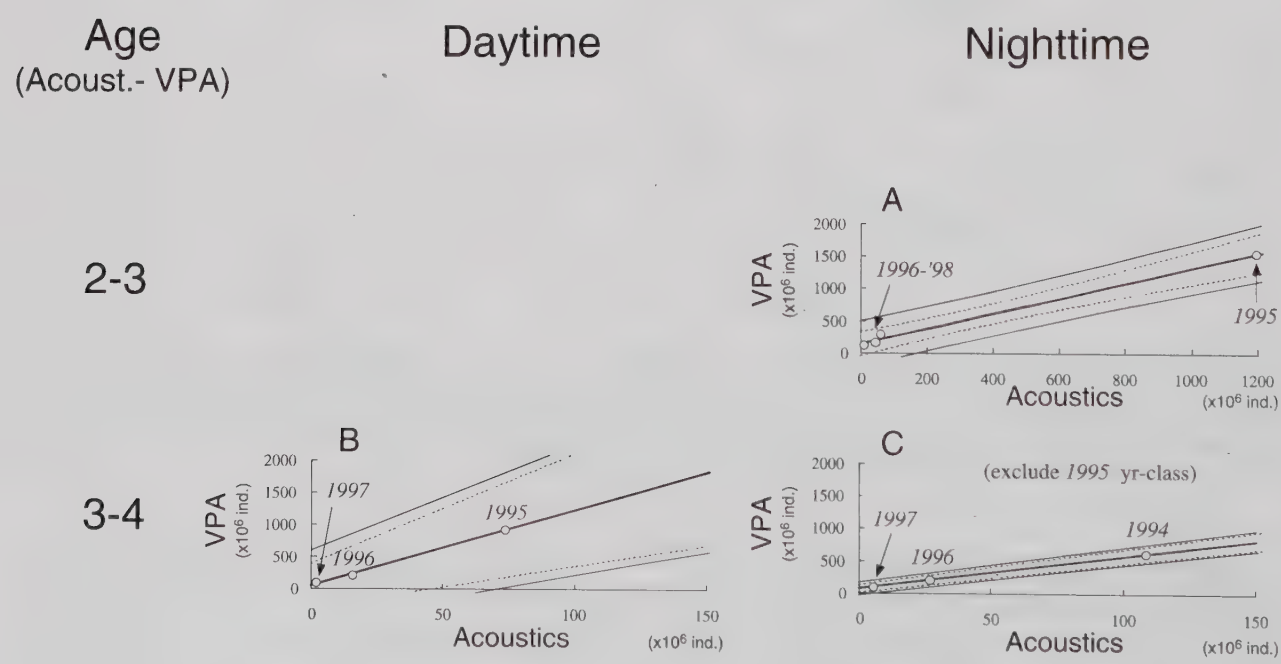


Fig. 65. Correspondence of the estimator of the standing stock at age of walleye pollock in the Doto area derived from the acoustic surveys conducted in January and the numerical abundance at age of pollock in the whole stock by VPA. Thick line indicates regression line; paired broken curves indicate 95% confidence interval of the regression coefficient; paired solid curves indicate 95% confidence interval of the distribution of the estimators. *Italic* values indicate the year class of the data

の時点で既に高い値を示しており (Table 6), 今後VPAによる2000年級の年級豊度が確定されれば, 冬季の音響資源調査でも高豊度の新規加入群の発生を検出できる可能性がある。資源評価上, あるいは漁業管理上, 卓越年級の発生予測を半年遡って行うことに価値が見いだされるならば, 冬季の音響資源調査も, 年級豊度の細かな水準を見るだけの精度は低くとも, 卓越年級の発生をモニターする意味では有効であるといえよう。

また, 現時点で非常に精度の高い回帰式が得られている初夏の音響資源調査結果についても (Fig. 64B, C, D, E), 高豊度の1995年級のプロットと, それ以外の低豊度の年級のプロットの間にはデータが存在せず, 事実上1995年級のプロットによって回帰式が決定されている。このことを考慮すると, 現在得られている回帰式をもって, これまでデータの得られていない範囲の豊度の年級についてもFig. 64のグラフに示したような高精度の信頼区間で年級豊度の予測ができるかどうかについては, もう少しデータが蓄積されるまでの間は控えめに扱うべきであろう。しかしながら, 年級豊度のバリエーションに乏しいこれまでのデータについても, 卓越年級であった1995年級および低水準であった1996~1999年級の豊度の水準が, 音響資源調査による現存量推定値とその後得られたVPAによる資源尾数の両方において同様の結果として評価されたことは, 翌年の新規加入群の規模が卓越年級水準であるか低い年級豊度であるかを判断する程度であれば, 音響資源調査で得られる若齢魚の現存量推定結果は有効な判断基準となりうることを示していると考えられる。このことは, 翌年度の新規加入群量がその後のABC算定に大きな影響を与える資源評価業務においては, 非常に有効な予測手段であると言えることができよう。

4) 道東海域以外の海域に分布する魚群量の扱い

本研究では, 夏季の道東海域における若齢魚の現存量推定値と, VPAによって推定される資源尾数の推定値との間で回帰分析を行い, 6月の調査における若齢魚群の現存量推定値がVPAの結果と有意な回帰を示すことを明らかにした。これによって, 音響資源調査による現存量推定値が, 年級豊度の指標値として有効であると考察した。しかし, 第2章で示したように, 調査範囲を日高湾まで拡大した2000年6月の調査では, 道東海域に分布するのと同程度の量の1, 2歳魚が, 東部日高湾沿岸域に分布することが示された (Table 5, Fig. 27)。同年の1歳魚および2歳魚は, それぞれ1999年級と1998年級に相当するが, これらの年級豊度は, VPAによる資源尾数推定では1歳時点で3.0億尾,

3.2億尾とそれほど高くないものと想定されている (Table 13)。また, 音響資源調査で推定された現存量も低い値に留まり (Table 5, 6), 音響資源調査およびVPAの双方において年級豊度は低いと推定されている (Table 13)。そのため, 仮に道東海域のみの現存量推定値を用い, 日高湾に分布する魚群量を無視することで年級豊度を過小推定したとしても, 1995年級の卓越年級の存在によって回帰係数のほとんどが決まっている回帰直線式に与える影響は小さかったとも考えられる。日高湾を調査海域に含めてからの年数が短く, 十分なデータ数が得られていないため, 本研究における回帰分析では日高湾海域における現存量推定値は考慮に加えなかった。しかし, 今後日高湾海域における年齢別現存量のデータが揃った時点において, 道東海域のみの現存量推定値と北海道太平洋岸全域における現存量推定のどちらがVPAによる太平洋系群の年齢別資源量推定値との間で良い相関を示すかについて, 改めて検討する必要がある。

第6章 総合考察

本研究では, 北海道太平洋海域に分布するスケトウダラ若齢魚を対象とした音響資源調査の設計および実施に係る技術的・外的な条件, 調査対象となるスケトウダラ若齢魚の分布生態および得られた現存量推定値の妥当性について検討をおこなった。本章では, それらの結果をまとめ, 適切な音響資源調査の設計および実施のために考慮すべき調査条件と, スケトウダラ若齢魚群の生態における特徴および現存量推定結果の解釈に分けて整理するとともに, 今後音響資源調査によるスケトウダラの現存量推定法を発展させていく上で検討すべき課題について抽出する。

6.1 音響資源調査の最適設計のために考慮すべき要因

対象生物の分布を正確に反映する音響資源調査を実施するためには, 調査の実施および精度に関わる様々な要因について適切な調整を行い, また調査条件を選択する必要がある。第1章では, 調査の設計, 実施にあたっての技術的あるいは外的な要因についての考察を行った。本調査で使用した調査船第三開洋丸においては, 船首側から風波を受けて航走する際に, 船速に応じて最大1.3dB程度の航走減衰が発生する一方, 船尾側から風波を受けて航走する際には, 船速に関わらず航走減衰が発生しない特徴を持つことが明らかになった。この結果を受け, 本船を用いて音響資源調査を行う際には, 現場での風波の方向に応じて航走方向を臨

機応変に変更し、できる限り風波を船尾側から受けるかたちで航走し、航走減衰による現存量の過小推定の危険性を減ずるよう、調査設計に反映させた。調査実施にあたっての外的な要因の一つ目としては調査海域における気象状況を取り上げ、北海道太平洋沿岸における風速の月別変化から、6～8月頃が最も風が弱くなる時期で、船の航行および音響資源調査にとって好適な条件であることを示した。外的要因の二つ目には、漁業活動との衝突を取り上げた。春～夏季の北海道太平洋海域で操業されるサケマス流し網は、調査船の定線航走そのものを不可能にする場合がある。特に、調査海域と操業海域の重複が予想される道東海域東端の海域においては、サケマス流し網の操業数が減少する漁期終盤に合わせて調査期間を設定するのが適当であると判断された。また、沿岸の敷設漁具は漁獲試験の際の障害となるが、これらは冬期間に敷設数が増加することから、冬季の調査では漁獲試験の回数や海域が制限されるなどの影響が予想され、実際の調査においてもその通りの結果となった。本研究で扱った音響資源調査の目的は現存量推定結果を資源評価に反映させることにあり、調査の実施時期は現行の資源評価のスケジュールに間に合うように設定されなければならない。これら調査の実施時期の設定にあたり影響を与える要因について検討した結果、現状では6～7月の初夏の時期が、最も好適な条件で調査ができる時期と考えられた (Fig. 13)。

第2章では、スケトウダラ魚群の年齢別の分布位置・水深帯、季節および時間帯による現存量推定値の変化、および混在する他の魚種の影響について考察した。スケトウダラ若齢魚は初夏および冬季のいずれにおいても襟裳岬周辺から釧路沖にかけての陸棚域を中心に分布したが、調査海域を道東海域から日高湾海域まで拡大した2000年6月の調査において、日高湾沿岸域で道東海域の6割～同程度の規模の若齢魚の分布が確認され、今後は道東海域以外の海域に分布する若齢魚の分布についても考慮する必要が示された。また、同一海域を対象に1カ月程度時期をずらして連続的に実施した調査の結果、スケトウダラ0歳魚の日高湾から道東海域への移入過程と考えられる分布の変化が捉えられた。この結果から、北海道太平洋岸に分布するスケトウダラ0歳魚にとっては、6～7月頃は日高湾から道東へ向けての移動の盛んな時期にあたることが予想され、現存量推定の対象として初夏の0歳魚を含めるのは不适当であると考えられた。

スケトウダラと混在して現存量推定の障害となりうる魚種として、夏から秋にかけて北海道太平洋海域に來遊するカタクチイワシの存在が挙げられた。特に、

夜間に表層付近で分散して分布する際にはスケトウダラ若齢魚群との分離が困難になることが予想され、カタクチイワシが分布する時期を外して調査を行うことが望ましいと考えられた。

第3章では、スケトウダラ魚群の分布環境から、その魚群における年齢組成および年齢別尾叉長組成を推定し、それにしたがって魚群反応を各年齢群に分解することを試みた。その結果、魚群反応の年齢分解にあたって重要なパラメタの一つである年齢別の平均尾叉長や平均TSについては、魚群反応の分布海域および水深からほぼ再現することができた。しかし、もう一つの重要なパラメタである年齢組成比については、2～4歳魚については魚群反応の分布海域および水深からある程度実際の漁獲試験と同様の結果を再現することができたものの、資源評価上最も重要な1歳魚の分布については、そのパッチ的な分布様式を再現することは困難であった。現状においては、調査努力量を要するものの、個々の魚群反応に対してできる限り多くの漁獲試験を行い、実際に年齢組成を確認した上で、その結果をその魚群反応の年齢分解に用いる方法が最も確実かつ唯一の方法であると考えられた。

第4章では、空間統計学を用いて音響資源調査で得られた現存量推定値のSEMを求めるとともに、適切な航走定線間隔の探索のための試算および実験を行った。空間統計学と従来の統計手法の違いは、平均値の推定にあたり、データ間の空間自己相関を考慮するかしないかの違いで、いずれの方法を用いても、平均値そのものには変化はなく、そのSEMのみが方法によって変化する。データ間に空間自己相関が全く存在しなければ両手法によるSEMは一致するが、データ間に自己相関が存在する場合には、それを考慮する空間統計学によって求まるSEMは、データ間の自己相関が無いと仮定する従来の統計手法によって推定されるSEMに比べて小さくなる。道東海域に分布するスケトウダラの年齢別現存量推定値に、空間統計学を適用することによって得られた現存量のSEMは、従来の統計手法によって得られるSEMの1/2～1/15まで狭まった (Table-10)。この結果から、本研究で扱った道東海域におけるスケトウダラの分布には空間自己相関があり、その現存量推定に際しては、空間統計学の適用が有効であることが示された。また、定線間隔を変化させて現存量およびそのSEMを計算した結果、現行の定線間隔である8マイルよりもさらに間隔を狭めることにより、現存量推定の精度がより向上することが示された。しかし、定線間隔を密にすることは調査時間の延長につながり、音響資源調査におけるスナップショット性およびシッパタイムの確保の面から、現状の調査体制では今以上

の調査努力量の増加は困難と考えられた。

第5章の解析では、音響資源調査によって推定した6月の道東海域に分布するスケトウダラ若齢魚の現存量とVPAによって推定されたスケトウダラ太平洋系群の年齢別資源尾数との間に有意な回帰関係がみられ、現段階では初夏の道東海域における音響資源調査で得られる1歳魚の現存量推定値が、翌年に資源に加入する若齢魚の年級豊度を予測するうえで有効であると判断された。

6.2 スケトウダラ若齢魚群の分布生態および現存量推定結果についての考察

本研究の結果、北海道太平洋海域におけるスケトウダラの分布に関する多くの知見が得られた。特にスケトウダラ魚群の日周鉛直移動は、いずれの年齢群および季節においても観察され、その範囲および程度が季節や年齢によって変化し、昼夜および季節による現存量推定結果の違いとなって現れた。昼夜による若齢魚の年齢別現存量推定値 (Fig. 46) は、6月の調査では昼間のデータに基づく値が、また7～8月および12～1月の調査では夜間のデータに基づく値がより高い値を示す傾向が見られた。特に、2001年1月および7月、2002年1月の調査では、音響資源調査の結果から高豊度の年級である可能性が示唆される2000年級の評価が昼夜で大きく異なり、昼間のデータに基づく現存量推定値では、年級豊度の高さを正確に表現できない可能性が示された。

調査時期の違いによる同一年級の現存量推定結果の変動は、昼夜による差以上に大きな差として現れた。各調査によって得られた道東海域における年齢別の現存量推定値を、同一年級における現存量推定値の変化として並べた結果 (Fig. 47)、6月の調査と1月の調査では、同じ年級の現存量が2倍程度変動し、毎冬の調査で減少し、毎初夏の調査で再び増加するジグザグの変化を示した。冬季調査時に現存量推定値が大きく減少する原因としては、魚群の調査海域外への逸散、日周鉛直移動の変化に起因する海底デッドゾーンの影響の増大、航走減衰の増加による過小推定などが考えられたが、現時点ではその原因と影響の程度を特定するには至らなかった。

VPAによるスケトウダラ太平洋系群の年級豊度との回帰分析から、6月に実施した音響資源調査によって得られる年齢別現存量は、1, 2歳魚の若齢魚においてはVPAによる結果と有意な回帰関係を示し、年級による豊度の評価が両手法間で一致したのに対して、4歳魚以上については有意な回帰関係が得られなかった。

コホートが完成した時点におけるVPAによる年級豊度推定結果を基本とすれば、初夏の音響資源調査における現存量推定の有効年齢は1～2歳付近にとどまり、4歳魚以上の高齢魚については、その年級豊度を道東海域における音響資源調査で表すことは現状では困難と考えられた。ただし、1, 2歳魚の評価において有意な回帰関係が得られた理由は、1995年級の豊度がいずれの方法においても非常に高く評価され、その他の年級と大きく離れた位置にプロットされたことの影響が大きい (Fig. 64)。今後データの蓄積が進み、データ数が増え、かつプロット範囲が広がることにより、より一般的な形での回帰関係となることが期待される。なお、年齢別現存量推定値は昼夜それぞれの調査について推定されるが、そのいずれについてもVPAとの間ではほぼ同様の回帰関係を示した。

一方、1月の音響資源調査で得られた年齢別現存量推定値とVPAによる年齢別資源尾数との間では、2歳魚以上については有意な回帰関係が見られたものの、調査の主たる目的である0, 1歳の若齢魚については、有意な関係を見いだすことができなかった。しかし、こちらは初夏の調査とは逆に、音響資源調査では高豊度と推定された2000年級に対するVPAによる年級豊度の評価が低いことの影響が考えられることから、現在の結果のみから冬季における音響資源調査の結果が年級豊度を反映しないと結論づけるべきではない。今後VPAによる2000年級の評価が定まった時点で、冬季調査における2000年級の評価および冬季調査の有効性について再度検討する必要がある。

6.3 音響資源調査によるスケトウダラ現存量推定の今後の展開と課題

本研究の結果、音響資源調査によって求められた道東海域における若齢魚の現存量推定値と、その数年後にVPAによって推定されたスケトウダラ太平洋系群における年齢別資源尾数との間に有意な正の回帰式が得られ、音響資源調査の結果から翌年の新規加入群の規模が予測可能であることが示された。この回帰分析の実施にあたり、音響資源調査によって得られた現存量推定値は、VPAによって得られた資源尾数推定値を基準とした相対値として扱った。このことは、初夏の調査によって求められた1歳魚の現存量推定値が昼夜によって異なるにもかかわらず、VPAによって得られた年齢別資源尾数との間ではそれぞれ別な回帰式が当てはまり、結果的に昼夜どちらの現存量推定値を用いても翌年の資源尾数が予測可能であると判断した結果にも通じる。

しかし、今後のスケトウダラ資源研究あるいは海域生態系を対象とした研究の展開を考えた場合、その場に分布するスケトウダラの年齢別の絶対量を把握することの重要性は、今以上に大きくなることが予想される。そのような期待に応えるためには、以下に挙げる個々の誤差要因についてさらなる検討を行い、調査の結果得られた現存量推定値が、真の分布量に対してどの程度の誤差や偏りが想定されるのかについて、詳細な検討と判断を行う必要がある。

1) スケトウダラ若齢魚の平均TSについて

現在スケトウダラのTS推定に用いている体長-TS関係式は、もともと体長30~40cmの大型個体において求められたものである。本研究では、それをより小さな個体に対して外挿する形で若齢魚における平均TSを求めているが、そのような外挿によるTSが真のTSとして有効かどうかの検証は行われていない。また、本研究では解析には用いなかったものの、初夏の調査では日高湾海域において体長5~10cm程度のスケトウダラ0歳魚群の分布も音響資源調査によって捉えられている (Fig. 27, 29)。このように、体長の小さなスケトウダラ幼魚においては、魚のTSの大部分を決定する鰭 (Foote, 1980) と尾叉長との関係が、体長30~40cmの未成魚あるいは成魚とは異なることが考えられる。また鰭のサイズが小さくなることで、サイズと音波長の比である L/λ が共振領域に近づくことの影響なども考えられ (古澤, 1990)、成魚における体長とTSの関係を大きく外挿して幼魚のTSを求めるのは適切とはいえない。今後、0歳魚時点での現存量推定を行うにあたっては、スケトウダラ幼魚における平均TSの算出法を新たに検討することが求められる。

2) 昼夜あるいは季節による現存量推定値の変動について

各調査によって得られた年齢別現存量推定値は、その季節や時間帯により変動した。本研究では、初夏の調査と冬季の調査、またそれぞれの季節における昼間の調査と夜間の調査を別々に取り扱い、それぞれについてVPAによる資源量推定値との回帰分析を行ったため、現存量推定値の時間帯あるいは季節による変動の要因について詳細な考察は行わなかった。しかし、今後音響資源調査によって得られた年齢別現存量の経時的、経年的な変化を用いて解析を行うような場合には、なぜ時間帯や季節によって推定現存量に差が生じたのかについて、より詳細な解析が必要となる。大西洋タラ (*Gadus morhua*) においては、昼夜による平均TSの明確な変化が観察されている (MacLennan and

Simmonds, 1992)。一方、北海道西部日本海に分布するスケトウダラを対象として実施された*in situ* TS測定では、昼夜による平均TSの変化は観察されなかった (安部ら, 1999)。同様の調査を、本研究と並行する形で道東海域においても実施し、昼夜による平均TSの変化を求める試みを行ったものの、現時点では結論に至っていない (安部ら, 未発表)。また昼夜による現存量推定値の変動要因としては、平均TSの変動以外にも、表層あるいは海底のデッドゾーンに魚群が分布することによる過小推定の影響も考えられる。本研究の結果から、昼間に海底付近で魚群を形成し、夜間に分散して海底付近から浮上するスケトウダラ魚群の日周行動が観察された。この鉛直移動によって魚群が海底あるいは表層のデッドゾーンに入ることにより、時間帯や季節あるいは年齢による現存量推定値の変動が生じている可能性も考えられる。しかし、昼間に海底近くに分布し、夜間浮上する日周鉛直移動のパターンは、一般的な記述としては正しいものの、季節や海域によっては、必ずしも日出没を境に日周鉛直移動を繰り返しているとは限らない (Shida, 2001)。スケトウダラ若齢魚群の日周鉛直移動の解明のためには、個体の成長ステージ、現場の水温、餌生物の分布など、スケトウダラの生態に関する研究をすすめていく必要があろう。

3) 魚群反応における魚種およびサイズ組成の確認について

本研究では、魚群反応の年齢分解にトロールによる試験操業の結果を用いた。第2章および第3章で述べたように、道東陸棚域におけるスケトウダラ若齢魚はパッチ的に分布する傾向があり、特に1歳魚については、魚群の分布位置や水深帯のみから、その魚群における年齢組成を判断することは困難であった。そのため、特に若齢魚を対象とした調査においては、できる限り多くの魚群反応に対して魚種確認を行い、個々の魚群反応ごとに年齢組成を確認した上で、その結果にしたがって魚群反応量の年齢分解作業を行うのが望ましい。しかし、海域や調査時期によっては、敷設漁具などの関係でトロール曳網による魚種確認が十分に行えない場合もみられた。特に冬季の日高湾沿岸のように、調査海域がスケトウダラ底刺し網の漁場と完全に重複する場合などは、海域全体にわたって魚種確認が全く行えない場合もあった。今後、魚種確認が困難な魚群あるいは海域を減らすためには、トロール操業に代わる魚種、サイズ確認方法の開発も必要となるであろう。浮魚類の採集に効果的であった曳航式刺し網 (塩出ら, 1997) や、ROVを用いた光学的観察による魚種およびサイズの確認を試みたものの (大島ら, 未

発表), これまでのところあまり良い結果を得るには至っていない。今後, *in situ* TS分布によるサイズ判別の可能性等も含めて, トロール曳網に代わりうる魚種, サイズ判別法の研究を進める必要がある。

要 約

北海道太平洋海域に分布するスケトウダラ (*Theragra chalcogramma*) 太平洋系群は, 1970年代以降毎年15~30万トンの漁獲量水準を維持しており, 日本における主要な漁獲対象資源の一つである。近年のスケトウダラ太平洋系群の特徴として, 数年間隔での卓越年級群の発生が挙げられる。新規加入群が卓越年級群であるか否かは, その後数年間にわたる資源動向に大きく影響する。よって, 精度の高い資源評価および資源動向の予測を行うためには, 翌年以降に新たに加入する若齢魚群の年級豊度を事前に把握し, 将来の資源動向予測に反映させることが求められている。現在, 水産研究所においてスケトウダラの資源解析に用いられている手法はVirtual Population Analysis (VPA) であるが, VPAでは最近年の若齢魚の年級豊度を正確に推定することは困難である。そこで, 本研究では計量魚群探知機を用いた現存量調査によって加入前のスケトウダラ幼魚・若齢魚の年級豊度を直接推定し, 翌年以降の資源評価に反映させることを目的とした。

本研究の結果, 以下の結論を得た。

1) 調査機器, 調査船の特性及び調査の実施に必要な条件の把握

本調査で使用した調査船第三開洋丸では, 風波を船首方向から受ける航走時に, 船速7.8~8.8ノット付近で周波数38kHzのシステムに最大1.3dB程度の航走減衰が発生した。風波を船尾方向から受ける航走では, 航走減衰は発生せず, 音響資源調査の際には, 風波を船尾方向から受けるように航走方向を設定することが有効であることが示された。また, 北海道太平洋岸における平均風速の月別変化, 調査海域で実施される各種漁業活動, さらには資源評価のスケジュール等を考慮すると, 北海道太平洋海域における音響資源調査に適した時期は6~7月と考えられた。

2) 北海道太平洋側海域におけるスケトウダラ若齢魚の分布生態の把握および年級別現存量の推定

スケトウダラ若齢魚は初夏および冬季のいずれにおいても襟裳岬周辺から釧路沖にかけての陸棚域を中心に分布したが, 調査年によっては日高湾沿岸域においても道東海域に匹敵する規模の若齢魚の分布が確認さ

れた。また, 6月の調査では0歳魚は日高湾から道東海域への移入過程にあり, 道東海域における現存量評価の対象としては不適当と考えられた。

いずれの年齢群および季節においても, 魚群の日周鉛直移動が観察されたが, その範囲および程度が季節や年齢によって変化し, 昼夜および季節による年齢別現存量推定値の違いとして現れた。昼夜による若齢魚の年齢別現存量推定値は, 初夏の調査では昼間のデータに基づく値が, また盛夏および冬季の調査では夜間のデータに基づく値がより高い値を示す傾向が見られた。特に2000年級の評価においては昼夜の差が顕著で, 昼間の調査結果では年級豊度の高さを評価できない危険性が示された。調査時期の違いによる現存量推定結果の変動は昼夜による変動よりも大きく, 同じ年齢群の現存量が毎冬の調査で減少し, 毎初夏の調査で再び増加する傾向が示された。冬季調査時に現存量推定値が大きく減少する原因としては, 魚群の調査海域外への逸散, 日周鉛直移動の変化に起因する海底デッドゾンの影響の増大, 航走減衰の増加による過小推定などが考えられたが, その原因と影響の程度を特定するには至らなかった。

3) スケトウダラ魚群の年齢組成および年齢別尾叉長組成を魚群分布位置から推定することによる, 新たな魚群反応の年齢分解法の検討

スケトウダラ魚群の分布環境から, その魚群における年齢組成および年齢別尾叉長組成を推定することにより, 個々の魚群反応に対する漁獲試験の実施回数を減らし, 漁獲試験にかかる調査努力量の削減を試みた。

魚群の分布海域および水深情報を用いて, 当該魚群における年齢別の平均尾叉長や平均TSを再現することができた。しかし, 年齢組成比については, 年齢により再現結果に違いが現れた。特に資源評価上最も重要な1歳魚については, パッチ的に分布する傾向が強く, 魚群の分布位置情報から1歳魚の分布割合を再現することは困難であった。

4) 空間統計学の適用による現存量推定値の精度評価および調査設計における適切な調査定線間隔の設定

年齢別現存量の推定に空間統計学を適用することにより, 得られた現存量の標準誤差 (SEM) は従来の統計手法によって得られるSEMの1/2~1/15程度まで大幅に縮小し, 空間統計学の適用の有効性が示された。

また, 定線間隔を変化させて現存量およびそのSEMを試算した結果, 現行の定線間隔である8マイルよりもさらに定線の間隔を狭めることにより, スケトウダラ若齢魚の分布をより細かく捉え, 現存量推定の精度

の向上が見込まれることが示された。ただし、定線の間隔を細かくすると、調査に要する期間が長くなるため、調査密度・精度と調査時間のトレードオフを考えつつ、調査定線を配置し、運用することが必要である。

5) スケトウダラ若齢魚群の年齢別現存量推定値の妥当性

初夏の道東海域に分布するスケトウダラ若齢魚の現存量推定値とVPAによるスケトウダラ太平洋系群の年齢別資源尾数との間に有意な正の回帰直線式が得られた。この結果から、音響資源調査によって得られる道東海域における若齢魚の現存量推定値が、スケトウダラ太平洋系群において翌年漁獲対象資源に加入する年級の規模を反映しており、加入前の年級豊度の推定における有効性が示された。ただし、回帰式が有意となった背景には、1995年級の豊度が音響資源調査、VPAいずれの方法においても非常に高く評価され、その他の年級と大きく離れた位置にプロットされたことの影響が大きい。今後も調査が継続されることによってデータ数が増え、かつプロット範囲が広がることにより、より信頼性の高い回帰直線式が得られることが期待される。

謝 辞

本研究を進めるにあたり、北海道大学水産科学研究科の飯田浩二教授、三浦汀介教授、齊藤誠一教授、向井 徹助教授ならびに桜井泰憲助教授には、主査・副査として研究の御指導、ならびに論文の御校閲を頂いた。深く御礼申し上げる。また、北海道区水産研究所八吹圭三氏、山村織生博士、小岡孝治博士、北海道水産試験場志田 修氏、北海道大学北方生物圏フィールド科学センター宮下和士助教授ならびに日本海洋(株)鈴木千洋氏には、研究の遂行にあたり多くの貴重な御意見や御指摘、激励を頂いた。心より感謝申し上げます。調査の実施にあたり、水研センター所属調査船若鷹丸、陽光丸ならびに日本海洋株式会社所属調査船第三開洋丸の船長、乗組員、船上・陸上の支援スタッフの皆様には多大なる御協力を頂いた。また、水産庁資源課、水研センター本部ならびに海洋水産資源開発センター(JAMARC 現: 水研センター開発調査部)の皆様方には、長年にわたる音響資源調査の継続に際し様々なお力添えを頂いた。特にJAMARCの高橋正憲博士ならびに大島達樹氏には、現地各機関との調整、船上での調査指揮など調査のあらゆる場面で大変お世話になった。心より御礼申し上げますとともに、今後とも同調査の継続にお力添え下さるようお願い申し上げます。北大

大学院社会人博士課程入学にあたり、北水研の皆様には大変な御支援を頂いた。この成果を水研における業務に反映させることで、これまで頂いた御支援に報いる所存である。

なお、本研究には「我が国周辺海域資源調査等対策推進事業費」によって得られたデータを使用した。

文 献

- 安部幸樹, 飯田浩二, 向井徹, 1999: スケトウダラの音響資源調査における面積後方散乱係数の昼夜変動. 日水誌, **65**, 252-259.
- Aglen A., 1994: Sources of error in acoustic estimation of fish abundance, in "Marine Fish Behaviour in Capture and Abundance Estimation" (ed. by Fernö A. and Olsen S.), Fishing News Books, Oxford, pp. 107-133.
- 青山千春, 濱田悦之, 古澤昌彦, 1999: 海底反射を利用した計量魚群探知機の総合的検証. 日水誌, **65**, 78-85.
- バーロー P. A., 1986: 地理情報システムの原理—土地資源評価への応用— (安仁屋政武, 佐藤亮 訳). 古今書院, 東京, 233pp.
- Dalen J. and Løvic A., 1981: The influence of wind-induced bubbles on echo integration surveys. *J. Acoust. Soc. Am.*, **69**, 1653-1659.
- Foote K. G., 1980: Importance of the swimbladder in acoustic scattering by fish: A comparison of gadoid and mackerel target strength. *J. Acoust. Soc. Am.*, **67**, 2084-2089.
- Foote K. G. and Traynor J. J., 1988: Comparison of walleye pollock target strength estimates determined from *in situ* measurements and calculations based on swimbladder form. *J. Acoust. Soc. Am.*, **83**, 9-17.
- Francois R. E. and Garrison G. R., 1982: Sound absorption based on ocean measurements. Part II: Boric acid contribution and equation for total absorption. *J. Acoust. Soc. Am.*, **72**, 1879-1890.
- 古澤昌彦, 宮野鼻洋一, 1983: 計量用魚群探知機の船間校正及び走航減衰調査. 水工研技報 (漁船工学), **4**, 61-71.
- 古澤昌彦, 1990: 水産資源推定のための超音波による魚群探知に関する研究. 水工研報告, **11**, 173-249.
- 古澤昌彦, 1994: 水中音響利用の新技術—プランクトン計測を中心として—. 月刊海洋, **26**, 39-49.

- 古澤昌彦, 宮野鼻洋一, 澤田浩一, 高尾芳三, 1995: 計量魚群探知機の較正方法. 水工研技報 (漁船工学), **15**, 9-37.
- 濱野 明, 実藤 了, 水谷壮太郎, 隅川芳雄, 内田和良, 1988: 後方体積散乱強度に及ぼす船体動揺と調査条件の影響. 日水誌, **54**, 1533-1543.
- 濱津友紀, 八吹圭三, 1995: 北海道東部太平洋沿岸に分布するスケトウダラ *Theragra chalcogramma* の産卵回遊と産卵場. 北水研報告, **59**, 31-41.
- 濱津友紀, 柳本卓, 西村明, 三宅裕志, 2001: 潜水艇を用いたスケトウダラ魚群の観察. 漁業資源研究会 底魚部会報, **5**, 39-41.
- Hasselblad V., 1966: Estimation of parameters for a mixture of normal distributions. *Technometrics*, **8**, 431-444.
- 服部 努, 北川大二, 成松庸二, 2001: 1997~2000年5月の東北海域におけるスケトウダラ0歳魚の分布の経年変化. 漁業資源研究会議底魚部会報, **5**, 19-25.
- 黄 斗濤, 飯田浩二, 向井 徹, 1997: 音響による底魚資源調査における海底識別処理の改善. 海洋音響学会誌, **24**, 165-175.
- 本田 聡, 2002: 漁業者アンケートに基づく北海道太平洋沿岸におけるスケトウダラ0歳魚の分布および移動. 水研センター研報, **2**, 1-14.
- 海上保安庁, 1974: 海底地形図 第6376号 釧路沖. 海上保安庁水路部, 東京.
- 小林時正, 1985: スケトウダラ漁業とその資源の利用. 漁業資源研究会議報, **24**, 47-62.
- MacLennan D. N. and Simmonds E. J., 1992: Fisheries Acoustics. Chapman and Hall, London, 325pp.
- MacLennan D. N., Fernandes P. G., and Dalen J., 2002: A consistent approach to definitions and symbols in fisheries acoustics. *ICES J. Mar. Sci.*, **59**, 365-369.
- Macpherson E. and Duarte C. M., 1991: Bathymetric trends in demersal fish size: is there a general relationship? *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **71**, 103-112.
- Mitson R. B., 1995: Underwater noise of research vessels, review and recommendations. *ICES Coop. Res. Rep.* No. 209, Copenhagen, 61pp.
- Miyake H., Yoshida H., and Ueda Y., 1996: Distribution and abundance of age-0 juvenile walleye pollock, *Theragra chalcogramma*, along the Pacific coast of southeastern Hokkaido, Japan. *NOAA Tech. Rep. NMFS*, **126**, 3-10.
- Nishimura A., Hamatsu T., Yabuki K., and Shida O., 2002: Recruitment fluctuations and biological responses of walleye pollock in the Pacific coast of Hokkaido. *Fish. Sci.*, **68**(Suppl. I), 206-209.
- Petitgas P., 1993: Geostatistics for fish stock assessments: a review and an acoustic application. *ICES J. Mar. Sci.*, **50**, 285-298.
- Petitgas P. and Prampart A., 1993: EVA (Estimation VAriance), a geostatistical software on IBM-PC for structure characterization and variance computation. ORSTOM, Paris, 55pp.
- Petitgas P., 1996: Geostatistics and their applications to fisheries survey data. In "Computers in fisheries research" (ed. by Megrey B. A. and Moksness E.), Chapman and Hall, London, pp. 113-142.
- Petitgas P. and Lafont T., 1997: EVA2 : estimation variance version 2. A geostatistical software on Windows 95 for the precision of fish stock assessment surveys. *ICES CM*, **Y22**.
- Pope J. G., 1972: An investigation of accuracy of virtual population analysis using cohort analysis. *Res. Bull. Int. Commn. NW Atl. Fish.*, **9**, 65-74.
- Rivovirard J., Simmonds J., Foote K. G., Fernandes P., and Bez N., 2000: Geostatistics for Estimating Fish Abundance. Blackwell Science Ltd., Oxford, 206pp.
- 佐々木正義, 長澤和也, 1993: 北海道えりも岬以西太平洋海域のスケトウダラ若年魚の分布. 北水試研報, **42**, 157-164.
- Sawada K., Furusawa M., and Williamson N. J., 1993: Conditions for the precise measurement of fish target strength *in situ*. *J. Marine Acoust. Soc. Jpn.*, **20**, 73-79.
- 柴田恵司, 西ノ首英之, 天下井清, 1970: 船体動揺とecho音圧の変動-I. 日本航海学会誌, **44**, 23-28.
- 志田 修, 山村織生, 三宅博哉, 1999: 道東太平洋沿岸におけるスケトウダラ0歳魚の分布と成長に伴う移動について. 北水試研報, **54**, 1-7.
- Shida O., 2001: Seasonal differences in the diel vertical migration patterns of young walleye pollock, *Theragra chalcogramma*, and their impact on acoustic biomass estimation. *Proceedings of the International Symposium on*

- Advanced Techniques of Sampling Gear and Acoustical Surveys for Estimation of Fish Abundance and Behavior (ACOUSTGEAR2000)*. Hakodate, Hokkaido, 172-179.
- 志田 修, 2002: 北海道東部太平洋海域におけるスケトウダラの年齢別分布水深. 北水試研報, **63**, 9-19.
- 志田 修, 西村 明, 2002: 秋期の道東太平洋海域に分布するスケトウダラ0歳魚の孵化日組成と産卵群の関連. 水産海洋研究, **66**, 232-238.
- Simrad Subsea A/S, 1993: Simrad EK500 Scientific Echo Sounder Operator Manual P2170E Software Version 4.01, Horten, 202pp.
- 塩出大輔, 藤森康澄, 清水 晋, 今井信幸, 三浦汀介, 1997: サンプルング用曳航型中層刺網の水深調節. 日水誌, **63**, 920-927.
- Sokal R. R. and Rohlf F. J., 1995: Biometry-The Principles and Practice of Statistics in Biological Research, 3rd ed., W. H. Freeman and Company, New York, 887pp.
- Stanton T. K., 1982: Effects of transducer motion on echo-integration techniques. *J. Acoust. Soc. Am.*, **72**, 947-949.
- 水産庁, 2001: ABC算定のための資源管理基準と漁獲制御ルール (平成13年度). 我が国周辺海域の漁業資源評価 (魚種別系群別資源評価), 水産庁増殖推進部ほか, 3-10.
- Swain D. P., 1993: Age- and density-dependent bathymetric pattern of Atlantic cod (*Gadus morhua*) in the southern Gulf of St. Lawrence. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **50**, 1255-1264.
- Takao Y. and Furusawa M., 1995: Noise measurement by echo integrator. *Fish. Sci.*, **61**, 637-640.
- 田中昌一, 1956: Polymodalな度数分布の一つの取扱方及びそのキダイ体長組成解析への応用. 東海水研研報, **14**, 1-13.
- 田中昌一, 1985: 水産資源学総論. 恒星社厚生閣, 東京, 381pp.
- 辻 敏, 1979: 北海道周辺の系統群. ベーリング海及びカムチャッカ半島周辺海域のスケトウダラ資源の系統群の解明に関する研究 成果報告書, 農林水産技術会議事務局, 139-150.
- Urick R. J., 1954: The backscattering of sound from a harbor bottom. *J. Acoust. Soc. Am.*, **26**, 231-235.
- Urick R. J., 1956: The processes of sound scattering at the ocean surface and bottom. *J. Mar. Res.*, **15**, 134-148.
- ユーリック R. J., 1985: 水中音響の原理 (土屋明訳), 共立出版, 東京, 415pp.
- 渡辺一俊, 八吹圭三, 濱津友紀, 山村織生, 1993: 初夏の道東太平洋沿岸におけるスケトウダラ *Theragra chalcogramma* の分布. 北水研報告, **57**, 53-61.
- Williamson N. J. and Traynor J. J., 1996: Application of a one-dimensional geostatistical procedure to fisheries acoustic surveys of Alaskan pollock. *ICES J. Mar. Sci.*, **53**, 423-428.
- 八吹圭三, 1994: ホッケの耳石染色法による年齢査定と根室海峡における成長. 漁業資源研究会議 北日本底魚部会報, **27**, 39-48.
- 八吹圭三, 2000: スケトウダラ太平洋系群の資源状態について. 東北底魚研究, **20**, 41-44.
- 八吹圭三, 2001a: 平成13年スケトウダラ北部日本海系群の資源評価. 我が国周辺海域の漁業資源評価 (魚種別系群別資源評価), 水産庁増殖推進部ほか, 100-114.
- 八吹圭三, 2001b: 平成13年スケトウダラ根室海峡系群の資源評価. 我が国周辺海域の漁業資源評価 (魚種別系群別資源評価), 水産庁増殖推進部ほか, 115-123.
- 八吹圭三, 2001c: 平成13年スケトウダラ北見沖合系群の資源評価. 我が国周辺海域の漁業資源評価 (魚種別系群別資源評価), 水産庁増殖推進部ほか, 124-131.
- 八吹圭三, 本田 聡, 2001: 平成13年スケトウダラ太平洋系群の資源評価. 我が国周辺海域の漁業資源評価 (魚種別系群別資源評価), 水産庁増殖推進部ほか, 132-146.
- 八吹圭三, 本田 聡, 2002: 平成14年スケトウダラ太平洋系群の資源評価. 我が国周辺海域の漁業資源評価 (魚種別系群別資源評価), 水産庁増殖推進部ほか, 136-153.
- 吉田久春, 1979: 標識放流. ベーリング海及びカムチャッカ半島周辺海域のスケトウダラ資源の系統群の解明に関する研究成果報告書, 農林水産技術会議事務局, 89-119.
- 吉田久春, 1987: 北海道周辺海域におけるスケトウダラ標識放流再捕について. 漁業資源研究会議 北日本底魚部会報, **20**, 83-92.

和文要旨

アンケート調査からみた湯川における遊漁の実態
北村章二・生田和正・鹿間俊夫・中村英史
(養殖研究所, 現所属中央水産研究所)
日光湯川における遊漁実態を明らかにするため、
2001年に釣魚者へのアンケート調査を行った(回答率
7.25%)。釣り方別釣魚者割合、時間当たり釣獲率、標
識放流魚の再捕率、再捕期間などの解析結果から、キャッ
チアンドリリース(C&R)を基本とするフライ釣りの
割合(63.3%)の高い湯川においてC&R制を導入した
場合、釣魚者には比較的スムーズに受け入れられ、魚
類資源の維持に効果的であることが示唆された。
No. 12, 1-9 (2004)

バス問題の経緯と背景
淀 太我
(日本学術振興会科学技術特別研究員, 現所属三重大学)
井口恵一郎(中央水産研究所)
外来魚ブラックバスの釣り利用と駆除を巡る軋轢は
バス問題と呼ばれ社会問題化している。バス釣りの普
及には各時代の社会背景が強く影響しており、特にバ
ブル景気を背景とした市場主義の導入は、バス釣りを
釣りの一分野から手軽な一般娯楽へと変化させ、空前
のブームを産んだ。バス問題で顕在化した多くの問題
点は現代人の生活や自然との関わり方に深く根ざして
おり、その解決は人間社会の持続的な発展の可否を占
う試金石である。
No. 12, 10-24 (2004)

**音響資源調査によるスケトウダラ (*Theragra
chalcogramma*) 太平洋系群の若齢魚の年級豊度推定**
本田 聡(北海道区水産研究所)
近年、北海道太平洋海域に分布するスケトウダラ
(*Theragra chalcogramma*) 太平洋系群では、数年間
隔で卓越年級群の発生が観察されている。卓越年級群
の発生は、その後数年にわたって資源状態に多大な影
響を与えることから、新規加入群の豊度を出来る限り
早く把握することは、短期的な資源動向予測を行う上
で非常に有効である。一方、水産研究所ではスケトウ
ダラの資源解析にVirtual Population Analysis
(VPA)を用いているが、その手法の特性上、漁獲開
始から数年を経過した年級群については過去に遡って
精度良く評価できるのに対して、漁獲情報の蓄積が乏
しい最近年の若齢魚の年級豊度を正確に推定すること
は困難である。本研究では、このVPAの弱点である最
近年の若齢魚の量的評価を補完する試みとして、音響
資源調査によるスケトウダラ幼魚・若齢魚の年級豊度
の直接推定を実施し、その有効性について検討した。

調査船による音響資源調査の結果、スケトウダラ若
齢魚は初夏および冬季のいずれにおいても襟裳岬周辺
から釧路沖にかけての北海道東部太平洋海域(道東海
域)の陸棚域を中心に分布した。調査時期の違いによ
る現存量推定値の変動は、昼夜による変動よりも大き
く、同じ年級群の現存量が毎冬の調査で減少し、翌年
初夏の調査で再び増加する傾向が示された。この原因
として、魚群の日周鉛直移動の影響や魚群の逸散など
の可能性が示唆されたが、各要因の影響の有無あるい
は程度を特定するには至らなかった。
音響資源調査で推定した、年別、季節別、年齢別現
存量のうち、初夏の道東海域に分布するスケトウダラ
1歳魚の現存量推定値と、その翌年度以降にVPAによっ
て過去に遡って推定されるスケトウダラ太平洋系群全
体での若齢魚の年級豊度との間に、有意な正の直線回
帰関係が得られた。これは、音響資源調査によって得
られた加入前のスケトウダラ1歳魚の現存量推定値が、
その翌年度以降に徐々に判明する新規加入群量と比例
関係にあることを意味する。音響資源調査の実施年数
が少ないため、現状ではVPAの結果と比較できるデー
タが限られているものの、新規加入群が卓越年級群か
あるいは低い年級豊度であるかの判断には十分に有効
であることが示された。今後調査が継続する中で、デー
タ数が増えることにより、回帰関係の信頼性が向上し、
より高い精度での年級豊度の予測が可能となると期待
される。
No. 12, 25-126 (2004)

※水産総合研究センター研究報告第11号で掲載した2002年度論文等の発表リストにおいて記載漏れがありましたので、以下のとおり、修正致します。

水産総合研究センターにおける2002年度論文等の発表リスト。なお、* 2001年度論文等で7号に記載漏れ。

- Abe, K., 2002: Preformed Cd and PO₄ and the relationship between the two elements in the northwestern Pacific and the Okhotsk Sea. *Mar. Chem.*, **279**, 27-36.
- Abe, K., 2002: Relationship between Cd and PO₄ in the subtropical sea near the Ryukyu Islands. *J. Oceanogra.*, **58**, 577-588.
- Abe, K., 2002: Preformed Cd and PO₄ in the northeastern Pacific and the Okhotsk Sea. *West. Pac. Geophys. Meet.*, pp.37.
- Abe, K., 2002: Preformed Cd and PO₄ in the equatorial Pacific deep water. Abstract of the 2002 Japan Earth and Planetary Science Joint Meeting, Tokyo, (cd-rom).
- Abe, K., 2003: Dissolved copper in the Yellow Sea and the East China Sea-Cu as a tracer of the Changjiang discharge -. *Deep Sea Res. II*, **50(2)**, 327-337.
- Abe, K., 2003: Kink in the Cd-PO₄ plot near the Okinawa Island observed in the summer of 2001. *Bull. Fish. Res. Agen.*, **6**, 15-17.
- Abe O., Shibuno T., Takada Y., and Hashimoto K., 2002: Preliminary study to prevent incidental capture of sea turtles by the pound net. *SEASTAR2000*, pp.29
- Abe S., Iguchi K., Ito S., Uchida Y., Ohnishi H., and Ohmori K., 2002: Habitat use of the grazing goby (*Sicyopterus japonicus*). *J. Freshwater Ecol.*, **18**, 161-167.
- 阿部信一郎, 南雲 保, 田中次郎, 2002: ロジスティックモデルによる河川付着藻類群落の量的動態の解析. 陸水学雑誌, **63**, 209-213.
- Adachi M., Matsubara T., Okamoto R., Nishijima T., Itakura S, Yamaguchi M., 2002: Inhibition of cyst formation in the toxic dinoflagellate *Alexandrium* (Dinophyceae) by bacteria from Hiroshima Bay Japan. *Aquat. Microb. Ecol.*, **26**, 223-233.
- 阿保勝之, 坂見知子, 高柳和史, 2002: アサリ増殖場造成地における水質浄化機能の定量的評価. 海岸工学論文集, **46(2)**, 1211-1215.
- 赤羽敬子, 岸 道郎, 向井 宏, 飯泉 仁, 2003: 陸域からの栄養塩負荷量に対する北海道厚岸湖の生態系の応答. 沿岸海洋研究, **40(2)**, 171-179.
- Akamatsu T., Okumura T., Novarini N., and Yan H. Y., 2002: Empirical refinements applicable to the recording of fish sounds in small tanks. *J. Acoust. Soc. Am.*, **112**, 3073-3082.
- Akamatsu T., Wang D., Wang K., Wei Z., Q. Zhao Q., and Naito Y., 2002: Diving behaviour of freshwater finless porpoises (*Neophocaena phocaenoides*) in an oxbow of the Yangtze River, China. *ICES J. Mar. Sci.*, **59**, 438-443.
- Akamatsu T., Wang D., and Wang K., Wei Z., and Naito Y., 2002: A passive acoustical survey method of finless porpoises. *Fish. Sci.*, **68(Suppl. I)**, 294-297.
- 赤松友成, 2002: 講座(海洋計測): (1) クジラとイルカを声で見る. 海洋音響学会誌, **29**, 61-66.
- 赤松友成, 2003: イルカは音で水中を探る. 科学, **73(1)**, 18-22.
- 赤嶺達郎, 平松一彦, 2003: 資源管理の研究. 日水誌, **69特別号**, 51-58.
- Akeda S., Nakamura Y., and Takaki N., 2002: Designing the environmentally conscious projects for coastal development. *PACON-2002*, **S7B**, pp.99.
- Aketa S., Takaki N., and Iseki K., 2002: Possibilities of creating new fishing grounds using deep seawaters. *PACON-2002*, pp.206.
- 明田定満, 桑原久実, 中村義治, 奥出 壮, 寺澤知彦, 2002: エゾアワビの個体群動態モデルの開発. 海岸工学論文集, **49**, 1171-1175.

- 秋山秀樹, 2003: 南西海区における早期海況変動予測システム. 黒潮の資源海洋研究, **4**, 69-71.
- Amano K., Ookubo N., Ikuta K., Kitamura S., and Okuzawa K., 2002: Ontogenic origin of salmon GnRH neurons in the ventral telencephalon and the preoptic area in masu salmon. *Gen. Comp. Endocrinol.*, **127** (3), 256-262.
- Anai M., Park H.C., Saeki K., Akeda S., Yamamoto K., Kondo T., and Takaki N., 2002 : Analytical study on the fishermen's working assessment. *Techno-Ocean2002*, (cd-rom)
- 穴井美緒, 朴 賢哲, 佐伯公康, 明田定満, 近藤健雄, 高木伸雄, 2003: 漁港における漁 業就労環境の基礎的研究. 日本沿岸域学会論文集, **15**, 113-120..
- Ando W., Nakayama A., Kuwahara H., and Kawamata S., 2002: The fishing port construction harmonized with the ecosystem of making seaweed forests. *Techno-Ocean 2002*, s-v-7 (cd-rom)
- Ayaz Z., Vassalos D., Spyrou K. J., and Matsuda A., 2002 : Towards a unified 6 DOF manoeuvring model in random seas. *Proc. 6th Internl. Ship Stability Workshop*, 3.2.1-3.2.9.
- 東 幹夫, 斉藤憲治, 片野 修, 2002: 魚類の調査方法-モンドリによる淡水魚の採捕. 魚類学雑誌, **49**, 158-160.
- Azuma T., Noda S., Yada T., Ototake M., Nagoya H., Moriyama S., Yamada H., Nakanishi T., and Iwata M., 2002: Profiles in growth, smoltification, immune function and swimming performance of 1-year-old masu salmon (*Oncorhynchus masou masou*) reared in water flow *Fish. Sci.*, **68**(6), 1282-1294.
- Azuma T., Ohta H., Oda S., Muto K., Yada T., and Unuma T., 2003: Changes in fertility of rainbow trout eggs retained in coelom. *Fish. Sci.*, **69**(1), 131-136.
- Brodeur R. D., Sugisaki H., and Hunt G. L., 2002 : Increases in jellyfish biomass in the Bering Sea: implications for the ecosystem. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **233**, 89-103.
- Brownell R. L. Jr., Clapham P., Miyashita T. and Kasuya T., 2001: Conservation status of North Pacific right whales. *J. Cetacean Res. Manag. Special Issue*, **2**, 269-286.
- Dijkstra J.M., Yoshiura Y., Kiryuu I., Aoyagi K., and Koellner B., 2003: The promoter of the classical MHC class I locus in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Fish Shellfish Immunol.*, **14**, 177-185.
- Fernandez-Leborans G., Hanamura Y., and Nagasaki K., 2002: A new suctorian, *Flectacinetes isopodoensis* (Protozoa: Ciliophora) epibiont on marine isopods from Hokkaido (northern Japan). *Acta Protozoa.*, **141**, 79-84.
- Fischer U., Utke, K., Ototake M., Dijkstra J.M., and Koellner B., 2003: Adaptive cell-mediated cytotoxicity against allogeneic targets by CD8-positive lymphocytes of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Develop. Comp. Immunol.*, **26**, 131-139.
- 藤井一則, 角埜 彰, 原 彰彦, 2002: 時間分解蛍光免疫測定法によるマコガレイ *Pleuronectes yokohamae* コリオジェニンの定量法開発. 環境毒性学会誌, **5**, 33-41.
- Fujiwara A., Kiryuu I., Dijkstra J.M., Yoshiura Y., Nishida-Umehara C., 2003: Chromosome mapping of MHC class I in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Fish Shellfish Immunol.*, **14**, 171-175.
- Fujiyoshi, E., 2002: Cryopreservation of conchocelis of *Porphyra yezoensis* form. *narawaensis* without DMSO. *1st Cong. Internal. Soc. Appl. Algal.*, 2002, pp.108.
- *Fukuda M., Sako H., Shigeta T., and Shibata., 2002 : Effects of body size and temperature on the relationship between growth and ration of young Japanese flounder, based laboratory experiments. *Bull. Fish. Res. Agen.*, **4**, 11-18.
- 福田光男, 坪田幸雄, 森 信幸, 丸山修治, 吉田 徹, 久野能孝, 山下俊彦, 2002: 底質・流速からみた沿岸構造物周辺の底生生物分布の経年変化. 海岸工学論文集, **49**, 1221-1225.
- 福田 穰, 岡村 愛, 西山 勝, 川上秀昌, 釜石 隆, 2002: 養殖イサキに発生した細胞内寄生細菌による肉芽腫症. 魚病研究, **37**(3), 119-124.
- Fukuoka K., Hanamura Y., and Murano M., 2002 : Supplementary information on the taxonomy and distribution of six species of *Anisomysis* (Crustacea: Mysidacea: Mysidae). *Plankton Biol. Ecol.*, **49**, 38-43.
- 福富則夫, 中村智幸, 土居隆秀, 武田維倫, 尾田紀夫, 2002: 栃木県那珂川水系における ミツバヤツメの捕獲の記録. 魚類学雑誌, **49**(1), 53-58.

- *Fukuwaka M. and Suzuki T., 2002: Early sea mortality of mark-recaptured juvenile chum salmon in open coastal waters. *J. Fish Biol.*, **60**(1), 3-12.
- Fukuwaka M., and Suzuki T., 2002: Early sea mortality of mark-recaptured juvenile chum salmon in open coastal waters. *J. Fish Biol.*, **60**(1), 5-12.
- Furuuta H., Tanaka H., Yamamoto T., Suzuki N., and Takeuchi T., 2002: Effects of high levels of n-3 HUFA in broodstock diet on egg quality and egg fatty acid composition of Japanese flounder. *Aquaculture*, **210**, 323-333.
- Gen K., Okuzawa K., Tanaka H., and Kagawa H., 2002: Sexual dimorphism of gonadotropin Ib gene expression in red seabream, *Pagrus major*. *Fish. Sci.*, **68**(Suppl. I), 671-674.
- 玄 浩一郎, 2002: 魚類の性成熟に関わる視床下部-脳下垂体系に関する研究. 日水誌, **68**(4), 497-499.
- Goto T., 2002: Changes in the distribution and abundance of *Todarodes pacificus* (Cephalopoda, Ommastrephidae) paralarvae in the southwest Sea of Japan with changing stock levels. *Fish. Sci.*, **68**(Suppl. I), 198-201.
- Haga Y., Suzuki T., and Takeuchi T., 2002: Retinoic acid isomers produce malformations in postembryonic development of the Japanese flounder, *Paralichthys olivaceus*. *Zool. Sci.*, **19**(10), 1105-1112.
- Hakoyama H., 2003: The ideal free distribution when the resource is variable. *Behav. Ecol.*, **14**, 47-53.
- 浜口昌巳, 佐々木美穂, 薄 浩則, 2002: 日本国内におけるアサリ *Ruditapes philippinarum* の *Perkinsus* 原虫の感染状況. 日本ベントス学会誌, **57**, 168-178.
- 浜口昌巳, 佐々木美穂, 2002: 発生初期のアワビ類を判別する技術の開発. 月刊海洋, **34**, 517-521.
- Hamano k. and Awaji M., 2002: cDNA cloning and expression analysis of insulin-related peptide gene and prohormone convertase gene in the Pacific oyster, *Crassostrea gigas*. *Fish. Sci.*, **68**(Suppl. I), 769-771.
- 原 素之, 関野正志, 2002: アワビ栽培漁業におけるマイクロサテライトDNA分析の応用. 月刊海洋, **34**(7), 512-516.
- Hara M. and Sekino M., 2003: Efficient detection of parentage in a cultured Japanese flounder *Paralichthys olivaceus* using microsatellite DNA markers. *Aquaculture*, **217**, 107-114.
- 長谷川勝男, 井原雄一, 2002: 小型高速機関の低温始動性における燃料油性状の影響. 日本マリンエンジニアリング学会誌, **37**, 24-30.
- Hashimoto H., Umeda N., and Matsuda A., 2002: Enhanced approach for broaching prediction with higher order terms taken into account. *Proc. 6th Internl. Ship Stability Workshop*, 3.3.1-3.3.8.
- 林原 毅, 2002: 造礁性イシサンゴ類の配偶子放出の周期性と同調機構. 海洋と生物, **24**(6), 491-498.
- Hewitt R. P., Watkins J. L., Naganobu M., Tshernyshkov P., Brierley A. S., Demer D., Kasatkina S., Takao Y., Goss C., Malysheko A., Brandon M. A., Kawaguchi S., Siegel V., Trathan P. N., Emery J. H., Everson I., and Miller D. G. M., 2002: Setting a precautionary catch limit for antarctic Krill. *Oceanography*, **15**(3), 26-33.
- Higano J. and Pichitkul P., 2002: A nutrient budget in some polyculture systems of giant tiger prawn and green mussel in Thailand. *Fish. Sci.*, **68**(Suppl. I), 839-842.
- 平松一彦, 岡村 寛, 2003: 小標本における標準誤差と信頼区間の推定について. 水研センター研報, **6**, 1-6.
- Hiroe Y., Yasuda I., Komatsu K., Kawasaki K., Joyce T. M., and Bahr F., 2002: Transport of North Pacific intermediate water in the Kuroshio-Oyashio interfrontal zone. *Deep-Sea Res. II*, **49**: 5353-5364.
- Hiyama, Y., Yoda, M., and Oshimo, S., 2002: Stock size fluctuations in chub mackerel (*Scomber japonicus*) in the East China Sea and the Japan/East Sea. *Fish. Oceanogr.*, **11**, 347-353.
- Honda, H., Ishida M., Mitani T., Uehara S., Hirota Y., Sakaji H., Nashida K., and Morimoto H., 2002: Recent trends in age structures and maturity conditions of the Japanese sardine, *Sardinops melanostictus*, spawning in Tosa Bay. *Fish. Sci.*, **68**(Suppl. I), 210-213.
- Hoshika A., Tanimoto T., Mishima Y., Iseki K., and Okamura K., 2002: Variation of turbidity and particle transport in the bottom layer of the East China Sea. *Deep-Sea Res.*, **50**, 443-455.
- Hu F., Oozeki Y., Tokai T., and Matsuda K., 2002: Development of a new midwater sampling trawl. *Fish. Sci.*, **68**(Suppl. II), 1899-1900.

- Ichimi K., Suzuki T., and Itoh A., 2002: Variety of PSP toxin profiles in various culture strains of *Alexandrium tamarense* and change of toxin profile in natural A-tamarense population. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **273**(1), 51-60.
- Ichii T., Mahapatra K., Watanabe T., Yatus A., Inagake D., and Okada Y., 2002: Occurrence of jumbo flying squid *Dosidicus gigas* aggregations associated with the countercurrent ridge off the Costa Rica Dome during 1997 El Nino and 1999 La Nin?. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **231**, 151-166.
- Ichikawa Y., Takatsuki Y., Mizuno K., Shikama N., and Takeuchi K., 2002: Estimation of drifting velocity and error at parking depth for the Argo float. *ARGO Technical Report FY2001, JAMSTEC*, pp.68-77.
- 市川忠史, 加藤 聡, 瀬川恭平, 2003: プラジクトンセンサーで何が分かるかー水産海洋学の視点からー. 日本プラジクトン学会報, **50**(1), 29-35.
- Iguchi K., Itoh F., Ogawa K., Matsubara N., Yodo T., and Yamasaki T., 2002: Reduction of transport stress of ayu by obligated schooling. *Fish. Sci.*, **68**(4), 849-853.
- Iguchi K., Ogawa K., Nagae M., and Ito F., 2002: The influence of rearing density on stress responded disease susceptibility of ayu (*Plecoglossus altivelis*). *Aquaculture*, **220**, 515-523.
- Iguchi K. and Abe S., 2002: Territorial defense of an excess food supply by an algal grazing fish ayu. *Ecol. Res.*, **17**, 373-380.
- Iguchi K. and Nishida M., 2002: Genetic biogeography among insular populations of ayu. *Fish. Sci.*, **68**(Suppl. I), 345-348.
- 飯泉 仁, 鈴木健吾, 2002: 厚岸湖生態系における安定同位体比の分布. 月刊海洋, **13**(6), 412-416.
- 池田久美子, 南 卓志, 山田 久, 小山次朗, 2002: 日本海底層の食物網における有機スズ化合物の生物濃縮. 環境化学, **12**(1), 105-114.
- Ikedo K., Kidokoro H., Arai N., and Sakamoto W., 2003: Strontium:calcium ratios in statoliths of Japanese common squid *Todarodes pacificus* (Cephalopoda: Ommastrephidae) as indicators of migratory behavior. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **251**, 169-179.
- Ikedo Y., Yatsu A., Arai N., and Sakamoto W., 2002: Concentration of statolith trace elements in the jumbo flying squid during El Nino and non-El Nino years in the eastern Pacific. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, **82**, 863-866.
- Imamura S., Ojima N., and Yamashita M., 2002: Molecular cloning and cold-inducible gene expression of the cell division cycle gene CDC48 in zebrafish cells. *Fish. Sci.*, **68**(Suppl. II), 1291-1292.
- 稲掛伝三・植原量行 (2003): まぐろ類の資源変動と大気/海洋変動. 月刊海洋, **35**, 180-195.
- Inagawa H., Honda A., Kawauchi C., Nishizawa T., and Yoshiura Y., 2002: Cloning and characterization of the homolog of mammalian lipopolysaccharide-binding protein and bactericidal permeability-increasing protein in rainbow trout *Oncorhynchus mykiss*. *J. Immunol.* **168**, 5638-5644.
- Inoue A., Miyazaki M., Izawa K., Ando K., Takatsuki Y., and Mizuno K., 2002: Stability of water temperature in the conductivity and temperature calibration system and results of calibration experiments. *ARGO Technical Report FY2001, JAMSTEC*, pp. 9-17.
- Iseki K., Terawaki T., Yoshikawa K., Yoshida G., Sakanishi Y., Yoshimura T., Kawamata S., Kuwahara H., and Noda M., 2002: Evaluation of global warming impacts to seagrass and seaweed beds; An introduction of "Global Warming Program" of the Fisheries Research Agency. *Techno-Ocean 2002*, s-v-1(cd-rom).
- Iseki K., Okamura K., and Kiyomoto Y., 2002: Seasonality and composition of downward particulate fluxes at the continental shelf and Okinawa Trough in the East China Sea. *Deep-Sea Res.*, **50**, 457-473.
- 井関和夫, 2002: 散布深層水の挙動把握と海域肥沃化に関する研究: 漂流ブイと自動昇降型CTD・クロロフィル計の有効性について. 海洋深層水研究, **3**(2), 83-90.
- 井関和夫, 2002: 懸濁粒子および沈降粒子の採取. 海洋調査, **71**, 6-12.
- Ishida Y., Azumaya T., Fukuwaka M., and Davis N., 2002: Interannual variability in stock abundance and body size of Pacific salmon in the central Bering Sea. *Prog. Oceanogr.*, **55**(1-2), 223-234.
- Ishihara K., Komatsu W., Saitoh H., and Shinohara K., 2002: Comparison of the effects of dietary-linolenic,

- stearidonic and eicosapentaenoic acids on production of inflammatory mediators in mice. *Lipids*, **37**(5), 481-486.
- Ishii K., Miyanohana Y., and Sawada K., 2002: Transducer rotation system for target strength measurement of cephalopod. *Proceedings of International Symposium on Advanced Techniques of Sampling Gear and Acoustical Surveys for Estimation of Fish Abundance and Behavior (ACOUSTGEARE 2000)*, pp.30-34.
- Ito L. S., Yamashita M., and Strussman C., 2002: Dynamics of heat-induced germ cell loss in pejerrey, *Odontesthes bonariensis*. *Fish. Sci.*, **68**(Suppl. II), 1313-1314.
- Iwasaka N., Fujita T., and Mizuno K., 2002: Research and development of the method for the deployment of the Argo float. *JAMSTECR*, **46**, 81-94.
- 岩崎俊秀, 2002: 6 年もかかりました. 電波受験界, **50**, 12-17.
- Iwasaka N., Suga T., Takeuchi K., Mizuno K., Takatsuki Y., Ando K., Kobayashi T., Oka E., Ichikawa Y., Miyazaki M., Matsuura H., Izawa K., Yang C.-S., Shikama N., and Aoshima M., 2003: Pre-Japan-ARGO: Experimental observation of upper and middle layers south of the Kuroshio Extension region by using profiling floats. *J. Oceanogr.*, **59**, 119-127.
- Izawa K., Mizuno K., Miyazaki M., Inoue A., Ando K., Takatsuki Y., Kobayashi T., and Takeuchi K., 2002: On the weight adjustment of profiling floats. *ARGO Technical Report FY2001, JAMSTEC*, pp. 18-35.
- Jinnai K., Watanabe Y., Sugiyama T., Ootsuki T., Ooide A., Azuma T., Iwata M., Okino T., and Yayagisawa T., 2002: Hormonal existence of thyroid axis in sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) during down-river migration. *Fish. Sci.*, **68**(Suppl. I), 961-962.
- Kamaishi T. and Yoshinaga T., 2002: Detection of *Haplosporidium nelsoni* in Pacific oyster *Crassostrea gigas* in Japan. *Fish Pathol.*, **37**, 193-195.
- Kamisaka Y., Kaji T., Masuma S., Tezuka N., and Kurokawa T., Suzuki T., Totland G. K., Ronnestad I., Tagawa M., and Tanaka M., 2002: Ontogeny of cholecystokinin-immunoreactive cells in the digestive tract of blue fin tuna, *Thunnus thynnus*, larvae. *Sarsia*, **87**, 258-262.
- Katano O., Yamamoto S., and Nakamura T., 2002: Predation of Japanese dace, *Tribolodon hakonensis*, by largemouth bass, *Micropterus salmoides*, in experimental aquaria. *Ichthyol. Res.*, **49**, 392-396.
- Katano O. and Aonuma Y., 2002: An experimental study of the effects of smallmouth bass on the behavior, growth and survival of prey fish. *Fish. Sci.*, **68**(5), 803-814.
- Katano O., Yamamoto S., and Nakamura T., 2002: Predation of Japanese dace, *Tribolodon hakonensis* by large mouth bass, *Micropterus salmoides*, in experimental aquaria. *Ichthyol. Res.*, **49**, 392-396.
- Kato H. and Kasuya T., 2002: Some analyses on the modern whaling catch history of the western North Pacific stock of gray whales (*Eschrichtius robustus*), with special reference to the Ulsan whaling ground. *J. Cetacean Res. Manag.*, **4**, 277-282.
- Kawai H., Yatsu A., Watanabe C., Mitani T., Katsukawa T., and Matsuda H., 2002: Recovery policy of chub mackerel stock using recruitment-per-spawning. *Fish. Sci.*, **68**(5), 963-971.
- 川井唯史, 金田友紀, 新井章吾, 桑原久実, 2002: 磯焼け地帯におけるウニ侵入防止フェンスによるホソメコンブ群落の造成とキタムラサキウニ生殖巣の発達. 水産工学, **39**(1), 15-20.
- 川西 澄, 水野博史, 松山幸彦, 長井 敏, 小谷祐一, 2002: 広島湾北部域における底層懸濁粒子からの音響散乱特性—超音波ドップラー分布計による底層濁度と体積濃度の測定可能性について. 海の研究, **11**(2), 285-293.
- 川西 澄, 松山幸彦, 2002: 内湾域に存在する海中懸濁粒子からの音響散乱. 海岸工学論文集, **49**, 991-995.
- Kawasaki H., Sano M., and Shibuno T., 2003: The relationship between habitat physical complexity and recruitment of the coral reef damselfish, *Pomacentrus amboinensis*: and experimental study using smallscale artificial reefs. *Ichthyol. Res.*, 2003, 73-77.
- Kawashima T., Yoshimura Y., and Suzuki S., 2002: Application of Rankine source method for improving hull form of fishing vessels. *Fish. Sci.*, **68**(Suppl. II), 1807-1810.
- Kim D., Sato Y., Miyazaki Y., Oda T., Muramatsu T., Matsuyama Y., and Honjo T., 2002: Comparison of hemolytic activities among strains of *Heterocapsa circularisquama* isolated in various localities in

- Japan. *Biosci. Biotechnol. Biochem.*, **66**(2), 453-457.
- Kim D., Oda T., Muramatsu T., Kim D., Matsuyama Y., and Honjo T., 2002: Possible factors responsible for the toxicity of *Cochlodinium polykrikoides*, a red tide phytoplankton. *Comp. Biochem. Physiol. C*, **132**(4), 415-423.
- Kim S.-K., Takeuchi T., Akimoto A., Furuita H., and Murata Y., 2002: The effect of a fishmeal-based diet supplemented with taurine on juvenile Japanese flounder *Paralichthys olivaceus*. *Fish. Sci.*, **68**(Suppl. I), 989-990.
- 木村 量, 梨田一也, 大関芳沖, 本多 仁, 2002: ゴマサバ *Scomber australasicus* に適した耳石による年齢査定法. 水産海洋研究, **66**(4), 247-251.
- 木村 量, 梨田一也, 大関芳沖, 本多 仁, 2002: ゴマサバ耳石の年齢を読む試み. 黒潮の資源海洋研究, **3**, 93-96.
- Kitagawa T., Nakata H., Kimura S., Sugimoto T., and Yamada H., 2002: Differences in vertical distribution and movement of Pacific bluefin tuna (*Thunnus thynnus orientalis*) among areas: the East China Sea, the Sea of Japan and the western North Pacific. *Mar. Freshwat. Res.*, **53**, 245-252.
- Kitagawa T., Nakata H., Kimura S., Sugimoto T., and Yamada H., 2002: Analysis of tunas behavior using acoustic, archival and pop-up tags: a review. *Otsuchi Mar. Sci.*, **27**, 1-6.
- Kitagawa T., Nakata S., Kimura H., and Yamada H., 2002: Diving behavior of immature Pacific bluefin tuna (*Thunnus thynnus orientalis*) recorded by an archival tag. *Fish. Sci.*, **68**(Suppl. I), 427-428.
- 清田雅史, 2002: 延縄漁業における海鳥類の偶発的捕獲: 問題の特性と回避の方法. 山階鳥研報, **34**, 1-19.
- Kobayashi T., Hosoda S., Suga T., Mizuno K., Shikama N., and Takeuchi K., 2002: Ocean conditions around southeast off Japan estimates by the Argo data with optimum interpolation method. *JAMSTECR*, **46**, 1-9.
- Kobayashi T., Nakajima H., Suga T., Mizuno K., Shikama N., and Takeuchi K., 2002: High quality climatological dataset for the Indian Ocean (Indian HydroBase). *JAMSTECR*, **46**, 11-27.
- Kobayashi T., Ichikawa Y., Takatsuki Y., Suga T., Iwasaka N., Ando K., Mizuno K., Shikama N., and Takeuchi K., 2002: Quality control of Argo data based on high quality climatological dataset (HydroBase) I. *ARGO Technical Report FY2001*, JAMSTEC, pp.38-48.
- Kobayashi T., Ichikawa Y., Takatsuki Y., Suga T., Iwasaka N., Ando K., Mizuno K., Shikama N., and Takeuchi K., 2002: Correction method for Argo data based on HydroBase I-Introduction of potential conductivity -. *ARGO Technical Report FY2001*, JAMSTEC, pp.49-56.
- Kobayashi T., Ichikawa Y., Takatsuki Y., Suga T., Mizuno K., Iwasaka N., Shikama N. and Takeuchi K., 2002: Study of density range with seasonal variations in water-mass structure. *ARGO Technical Report FY2001*, JAMSTEC, pp.57-67.
- Kogure Y., 2002: First records of the brooding astropectinid starfish *Trophodiscus almus* (Echinodermata: Asteroidea) from Japan, with reference to its zoogeographical significance. *Species Diversity*, **7**(2), 187-203.
- 小松幸生, 川崎 清, 2002: 黒潮下流域遠州灘沖合特有の中層水構造. 水研センター研報, **5**, 1-22.
- 小松幸生, 友定 彰, 川崎 清, 2002: 伊豆小笠原海嶺域における定期船航走水温の時空間変動特性 I. 年々変動. 水研センター研報, **5**, 23-37.
- 小松幸生, 友定 彰, 川崎 清, 2002: 伊豆小笠原海嶺域における定期船航走水温の時空間変動特性 II. 年内変動. 水研センター研報, **5**, 38-54.
- 小松幸生, 川崎 清, 2003: 漂流ブイによる東シナ海表面吹送流の変動特性. 水研センター研報, **7**, 14-23.
- 小西光一, 2002: 幼生研究のための小テクニック集 (3) 文献の収集と整理. *Cancer*, **11**, 41-47.
- Kosuge, T., and Maung, M. T., 2002: Status of mud crab fishery in Ayeyarwady mangroves, Myanmar 2000-2001. *Proceedings of Seminar on Mangrove Reforestation through Community Participation*, pp.1-10.
- Kubota H., Tsuchiyama A., Oozeki Y., Kimura R., Kado R., Ogawa H., Hu F., and Matsuda K., 2002: Diel vertical distribution of larvae and juveniles of pelagic and mesopelagic fishes by a newly developed

- frame trawl in the Kuroshio-Oyashio Transition Area in spring. *Fish. Sci.*, **68**(Suppl. II), 1897-1898.
- Kurata K., Minami H., and Kikuchi E., 2001: Stable isotope analysis of food sources for salt marsh snails. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **223**, 167-177.
- Kurihara, T., 2002: Spatial and temporal fluctuation in the density of the intertidal limpet, *Patelloida striata* Quoy et Gaimard, on subtropical cobbled shores. *J. Molluscan Stud.*, **68**, 83-90
- 栗田 潤, 飯田悦左, 中島員洋, 井上 潔, 2002: ヒラメVHSウイルスに対する各種市販消毒剤の殺ウイルス効果. 魚病研究, **37**(4), 175-181.
- Kurogi H., Mochioka N., Takagi Y., and Tabeta O., 2002: First offshore record of *Conger myriaster leptcephali* in the East China. *Fish. Sci.*, **68**(5), 1155-1157.
- Kurokawa T., Suzuki T., Ohta H., Kagawa H., Tanaka H., and Unuma T., 2002: Expression of pancreatic enzyme genes during the early larval stage of Japanese eel *Anguilla japonica*. *Fish. Sci.*, **68**(4), 736-744.
- Kurokawa T. and Suzuki T., 2002: Development of neuropeptide Y-related peptides in the digestive organs during the larval stage of Japanese flounder, *Paralichthys olivaceus*. *Gen. Comp. Endocrinol.*, **126**, 76-79.
- Kuwahara H., 2002: The fishing port construction harmonized with the ecosystem of making seaweed forests. *Techno-Ocean 2002*, s-v-7(cd-rom)
- Kuwahara H., Kaneda T., and Kawai T., 2002: Engineering methods for kelp forest development on the barren ground along the southwest coast of Hokkaido, Japan. *Fish. Sci.*, **68**(Suppl. II), 1751-1754.
- Kuwahara H., Akeda S., and Sakou A., 2002: Assessment method for developing sea urchin fishing grounds and sea algae bed using the population dynamics model. *Techno-Ocean 2002*, s-v-6 (cd-rom).
- Kuwahara H., Akeda S., and Sakou A., 2002: The development of technique for evaluating sea-uchi fishing grounds using the population dynamics model. *3rd CST panel of UJNR*, pp.113-133.
- 桑原久実, 川井唯史, 金田友紀, 2002: 磯焼け海域の藻場造成礁におけるホソメコンブ群落を維持するために必要な流動条件. 水産工学, **39**, 47-53.
- 桑原久実, 明田定満, 酒向章哲, 2002: 個体群動態モデルを用いたウニ漁場評価手法の開発. 海岸工学論文集, **49**, 1246-1250.
- Leedom, T.A., Uchida K., Yada T., Richman N. H., and Byatt J.C., 2002: Recombinant bovine growth hormone treatment of tilapia: growth response, metabolic clearance, receptor binding and immunoglobulin production. *Aquaculture*, **207**(3-4), 359-380.
- Liang X. F., Ogata H., and Oku H., 2002: Effect of dietary fatty acids on lipoprotein lipase gene expression in the liver and visceral adipose tissue of fed and starved red sea bream *Pagrus major*. *Comp. Biochem. Physiol. A*, **132**, 913-919.
- Mackenzie L., Holland P., McNabb P., Beuzenberg V., Selwood A., and Suzuki T., 2002: Complex toxin profiles in phytoplankton and Greenshell mussels (*Perna canaliculus*), revealed by LC-MS/MS analysis. *Toxicon*, **40**(9), 1321-1330.
- Mackenzie L., Suzuki T., and Adamson J., 2001: Elimination and differential transformation of yessotoxin by the greenshell mussel *Perna canaliculus* and the blue mussel *Mytilus galloprovincialis*. *Proc. 9th Intl. Conf. Harmful Algal Blooms*, 371-374.
- 馬 寧, 芳村康男, 木村暢夫, 鈴木四郎, 山越康行, 2002: バルジによる改造漁船船型の波浪中運動の基本特性. 日本造船学会論文集, **192**, 219-225.
- 丸山修治, 福田光男, 森 信幸, 坪田幸雄, 2002: 溶存酸素収支に基づく蓄養施設一体型構造物の蓄養可能量. 海洋論文集, **18**, 527-532.
- 正岡哲治, 小林敬典, 2002: 18SrRNA及び28SrRNA領域を用いたアコヤガイ属における系統関係. *DNA多型*, **10**, 100-104.
- 升間主計, 手塚信弘, 尾花博幸, 鈴木伸明, 野原健司, 張 成年, 2003: ミトコンドリアDNA分析から推定した養成クロマグロの産卵生態. 水研センター研報, **6**, 9-14.
- 松浦 勉, 2002: 太平洋南区における沖合底びき網の経営動向の分析. 北日本漁業, **30**, 65 -77.
- 松浦 勉, 2002: 定置漁村と観光定置の成立条件の関係について. 水研センター研報, **5**, 55-67.

- 松浦 勉, 2003: 鳥取県浜田市における沖合底びき網漁業の経営と就労動向の分析. 北日本漁業, **31**, 103-121.
- Miyanoohana Y., Sawada K., Takao Y., Kuratsu K., and Satoh T., 2002: Quantative echo sounding system for underwater robots. *Proceedings of International Symposium on Advanced Techniques of Sampling Gear and Acoustical Surveys for Estimation of Fish Abundance and Behavior (ACOUSTGEARE 2000)*, pp.55-60.
- Masuya T., 2002: An application of unconventional hull form to fishing vessels. *Fish. Sci.*, **68(Suppl. II)**, 1811-1814.
- 松田秋彦, 橋本博公, 梅田直哉, 2002: バウダイビングによる転覆現象—第一報 バウダイビング発生条件—. 日本造船学会論文集, **192**, 201-207.
- Matsuda A., Umeda N., and Hashimoto H., 2002: Comparison of North European and Japanese Purse Seiners by capsizing model experiments. *J. Kansai Soc. Naval Architects Japan*, **238**, 121-129.
- Matsuda A., Umeda N., Hashimoto H., and Urano S., 2002: Comparison of North European and Japanese Purse Seiners by capsizing model experiments. *Proc. 1st. Asia Pacific Workshop Mar. Hydrodynamics*, pp.50-54.
- Matsuda A., Umeda N., and Suzuki S., 2002: Capsizing experiments of purse seiners in following and quartering seas and anti-broaching steering system. *Fish. Sci.*, **68(Suppl. II)**, 1831-1834.
- Matsuoka M., 2002: Review: Comparison of meristic variations and bone abnormalities between wild and laboratory-reared red sea bream. *Japn. Agri. Res. Quart.*, **37(1)**, 21-30.
- 松岡正信, 2002: コモンフグ天然魚にみられた鼻孔隔皮異常について. 水産増殖 **50**, 233 -234.
- 松岡正信, 2002: 人工採苗クロダイにおける鼻孔隔皮と嗅板の形成過程. 水産増殖, **50(4)**, 401-406.
- 松岡正信, 2002: 鼻孔隔皮欠損症の発生率が比較的低い飼育例におけるマダイの鼻孔隔皮 発達過程. 水産増殖, **51(1)**, 121-122.
- Matsumoto T., Nakamura A., Mori K., and Kayano T., 2003: Molecular characterization of a cDNA encoding putative vitellogenin from the Pacific oyster *Crassostrea gigas*. *Zool. Sci.*, **20(1)**, 37-42.
- Matsushita Y., Glass C.W., Morris G. D., Feehan T. L., and Sarno B., 2002: Taking fishermen's knowledge into conservation harvesting technology research and development—a case study in New England, USA-. *Fish. Sci.*, **68(Suppl. I)**, 376-379.
- Matsuyama Y., Uchida T., Honjo T., and Shumway S.E., 2002: Impacts of the harmful dinoflagellate, *Heterocapsa circularis quama*, on shellfish aquaculture in Japan. *J. Shellfish Res.*, **20(3)**, 1269-1272.
- 南川真吾, 2003: 動物の潜水速度はどうやって決まるのか. 科学, **173**, 54-55.
- Miyake H., Lindsay D. J., Hunt J. C., and Hamatsu T., 2002: Scyphomedusa *Aurelia limbata* (Brandt, 1838) found in deep waters off Kushiro, Hokkaido, northern Japan. *J. Plankton Biol. Ecol.*, **49(1)**, 44-46.
- Miyamoto H., Hamaguchi M., and Okoshi K., 2002: Analysis of genes expressed in the mantle of oyster *Crassostrea gigas*. *Fish. Res.*, **68(3)**, 651-658.
- 宮本政秀, 吉田雄一, 河邊 博, 松山幸彦, 高山晴義, 2002: 1995年に羊角湾で発生した渦鞭毛藻 *J. Gyrodinium* sp. の赤潮: 発生期の環境特性と養殖魚への影響. 日水誌, **68(2)**, 157-163.
- Mizobata K., Saitho S., Shiimoto A., Miyamura T., Shiga N., Imai K., Toratani M., Kajiwara Y., and Sasaoka K., 2002: Bering Sea cyclic and anticyclonic eddies observed during summer 2000 and 2001. *Prog. Oceanogra.*, **55(1-2)**, 65-76.
- Mizuno K., 2003: On the termination of Argo float. *Umi no Kenkyu*, **12**, 1-21.
- Mochida K., Matsubara T., Andoh T., Ura K., Adachi S., and Yamauchi K., 2002: A novel seminal plasma glycoprotein of a teleost, the Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*), contains a partial von Willebrand factor type D domain and a zona pellucida like domain. *Mol. Reprod. Develop.*, **62**, 57-68.
- Mochida K., Matsubara T., Kudo H., Andoh T., Ueda H., Adachi S., and Yamauchi K., 2002: Molecular cloning and immunohistochemical localization of ubiquitin C-terminal hydrolase expressed in testis of a teleost, the Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*. *J. Exp. Zool.* **293**, 368-383.
- Mochida K. and Matsubara T., 2002: Molecular cloning of an elongation factor 1a and its mRNA localization

- in testis of the Nile tilapia *Oreochromis niloticus*. *Fish. Sci.*, **68**(4), 830-837.
- Mohri M. and Nishida T., 2002: Consideration on horizontal and vertical distribution of adult yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the Indian Ocean based on the Japanese tuna longline fisheries information. *La Mer*, **40**: 29-39.
- Mori K., Iida N., Nishizawa T., Arimoto M., and Nakajima K., 2002: Properties of viral hemorrhagic septicemia virus (VHSV) isolated from Japanese flounder *Paralichthys olivaceus*. *Fish Pathol.*, **37**(4), 169-174.
- 森 賢, 中村好和, 2003: 黒潮親潮移行域周辺におけるスルメイカ幼体の分布. 日水誌, **69**(1), 21-27.
- 森 賢, 木下貴裕, 佐々千由紀, 小西芳信, 2003: 黒潮周辺海域におけるスルメイカ冬季発生群の産卵海域と輸送経路. 月刊海洋, 号外**31**, 106-110.
- 森 信幸, 坪田幸雄, 福田光男, 丸山修治, 岸 哲也, 三宮芳明, 2002: 人工産卵基質による沿岸構造物への魚類産卵場機能の付加. 海岸工学論文集, **49**, 1336-1340.
- 森永健司, 吉村 拓, 2002: イセエビ属フィロソーマ幼生出現域の海洋環境. 月刊海洋, 号外**31**, 135-142.
- Morita K. and Morita A., 2002: Rule of age and size at maturity: individual variation in the maturation history of resident white-spotted charr. *J. Fish Biol.*, **61**(5), 1230-1238.
- Morita T., 2002: Characteristics of α -actin from the deep-sea fish *Coryphaenoides yaquinae*. *Fish. Sci.*, **68** (Suppl. II), 1309-1310.
- 森実庸男, 山下浩史, 藤田慶之, 川上秀昌, 越智 脩, 前野幸男, 釜石 隆, 伊東尚史, 栗田 潤, 中島員洋, 芦田勝朗, 2002: 血リンパ接種による軟 体部の赤変化を伴うアコヤガイ疾病の再現. 魚病研究, **37**(3), 149-151.
- *Munehara H., Nagai N., and Narimatsu Y., 2002: Isolation and characterization of microsatellite markers from the *Hypoptychus dybowskii* (Pisces, Gasterosteiformes). *Mol. Ecol. Notes*, **2**, 70-71
- Murano M. and Hanamura Y., 2002: A new species of *Heteromysis* (Crustacea, Mysida, Mysidae) from Japan. *Plankton Biol. Ecol.*, **49**, 75-80.
- 村田昌一, 2002: 我が国の海藻類の生産と利用. *Techno Innovation*, **12**(1), 26-29.
- Murata Y., Sakaguchi M., Ninomiya Y., Sata N. U., and Oohara I., 2002: Taste quality and thresholds of a novel sulfur-containing amino acid, pulcherrimine in humans and mice. *Fish. Sci.*, **68**(Suppl. II), 1390-1393.
- 村田裕子, 金庭正樹, 大原一郎, 大村裕治, 岡崎恵美子, 2002: 飼育水温の変化が魚肉のエキス成分に及ぼす影響. 日本味と匂学会誌, **9**(3), 745-746.
- Nagai S., Matsuyama Y., Takayama H., and Kotani Y., 2002: Morphology of *Polykrikos kofoidii* and *P. schwartzii* (Dinophyceae, Polykrikaceae) cysts obtained in culture. *Phycologia*, **41**(4), 319-327.
- 永井達樹, 2002: 富栄養化からみた瀬戸内海の移り変わりとは漁業資源の回復. 水産海洋研究, **66**, 190-191.
- Nagasaki K., Tarutani K., Tomaru Y., Itakura S., Tamai K., Yamanaka S., Tanabe H., Katanozaka N., Shirai Y., and Yamaguchi M., 2002: Possible use of viruses as a microbiological agent against harmful algal blooms. *Fish. Sci.*, **68**(Suppl. I), 497-500.
- Nakagawa Y., Endo Y., and Taki K., 2002: Contributions of heterotrophic and autotrophic prey to the diet of euphausiid, *Euphausia pacifica* in the coastal waters off northeastern Japan. *Polar Biosci.*, **15**, 52-65.
- Nakajima H., Takatsuki Y., Mizuno K., Takeuchi K. and Shikama N., 2002: Data communication status of the ARGO floats. *ARGO Technical Report FY2001, JAMSTEC*, pp.78-87.
- Nakajima K., Itoh N., Kurita J., Kawakami H., and Itano K., 2002: Effectiveness of a vaccine against red sea bream iridoviral disease in various cultured marine fish under laboratory conditions. *Fish Pathol.*, **37**(2), 90-91.
- Nakamura M., Nagoya H., and Hirai T., 2002: Nonylphenol induces complete feminization of the gonad in genetically controlled all-male amago salmon. *Fish. Sci.*, **68**(6), 1387-1389.
- 中村孝幸, 高木伸雄, 中山哲蔵, 河野 徹, 2002: ピストンモード波浪共振を利用する低反射・低透過構造の海水交換型防波堤の開発. 海岸工学論文集, **49**, 661-665.
- 中村孝幸, 高木伸雄, 中山哲蔵, 久保勝太, 飯干富広, 2002: 平面波浪場における垂下版式反射波低減工の効果について. 海岸工学論文集, **49**, 666-670.

- Nakamura T., Maruyama T., and Watanabe S., 2002: Residency and movement of stream-dwelling Japanese charr, *Salvelinus leucomaenis*, in a central Japanese mountain stream. *Ecol. Freshwater Fish*, **11**, 150-157.
- 中村義治, 金網紀久恵, 磯野良介, 三村信男, 2002: 貝類の生物機能と水域環境への影響に関する全国評価. 海岸工学論文集, **49**, 1371-1375.
- 中村義治, 寺澤知彦, 中村幹男, 山下俊彦, 青木伸一, 2002: 物質循環スペクトルによる汽水湖生態系の健康度評価. 海岸工学論文集, **49**, 1446-1450.
- Nakanishi T., Kiryuu I., and Ototake M., 2002: Development of a new vaccine delivery method for fish: percutaneous administration by immersion with application of a multiple puncture instrument. *Vaccine*, **20**, 3764-3769.
- Nakata K., 2003: Interannual changes of the winter to early spring biomass and composition of mesozooplankton in the Kuroshio region in relation to climatic factors. *J. Oceanogr.*, **59**(2), 225-234.
- Nakayama A., Yano Y., Yoshida K., Ishihara K., and Saito H., 2002: Characteristic and pressure of bacteria isolated from intestinal contents of deep-sea fish retrieved from the abyssal zone. *Fish. Sci.*, **68**(Suppl. I), 647-648.
- Nakayasu C., Yoshinaga T. and Kumagai A., 2002: Hematology of anemia experimentally induced by repeated bleedings in Japanese flounder anemia recently prevailing in Japan. *Fish. Pathol.*, **37**, 125-130.
- Nakayasu C., Tsutsumi N., Yoshitomi T., Yoshinaga T., and Kumagai A., 2003: Identification of Japanese flounder leucocyte population involved in the host response to *Neoheterobothrium hirame*. *Fish Pathol.*, **38**(1), 9-14.
- Nanami A. and Nishihara M., 2002: The structures and dynamics of coral reef fish communities in an Okinawan coral reef. the effects of coral-based habitat structures at sites with rocky and sandy sea bottoms. *Environ. Biol. Fish.*, **63**, 353-372.
- *Narimatsu Y., and Munehara H., 2001: Territoriality, egg desertion and mating success of a paternal care fish, *Hypoptychus dybowskii* (*Gasterosteiformes*). *Behaviour*, **135**, 85-96.
- 梨田一也, 本多 仁, 阪地英男, 木村 量, 2003: 足摺岬周辺及び土佐湾中央部海域で漁獲されたゴマサバの年齢形質としての耳石の有効性. 黒潮の資源海洋研究, **4**, 5-9.
- 新村陽子, 内村真之, 薄 浩則, 吉川浩二, 吉田吾郎, 寺脇利信, 2002: 広島湾の主要海藻群落の外縁部における水環境と光透過率. 水産工学, **40**, 7-14.
- 新村陽子, 田口 哲, 2002: 海氷と海水中の植物プランクトン. 月刊海洋, 号外**30**, 116-125.
- Nikaido M., Kawakami A., Tsuda A., Furuya-kiyoki M., Takeda H., and Araki, K., 2002: Tbx24, encoding aT-box protein, is mutated in the zebrafish somite-segmentation mutant. *Nature Genetics*, **31**(2), 195-199.
- Nishida T., Meaden G. J., and Booth A. J., 2002: Spatial fish resources analyses using GIS (Geographical Information Systems): Current situation and prospects. *Fish. Sci.*, **68**(Suppl. I), 109-112.
- Nishi K., Chikae M., Hatano Y., Mizukami H., Sakakibara R., Yamashita M., and Tamiya E., 2002: Development and application of a monoclonal antibody-based sandwich ELISA for quantification of Japanese medaka (*Oryzias latipes*) vitellogenin. *Comp. Biochem. Physiol.*, **132**, 161-169.
- Nishimura A., Hamatsu T., Yabuki K., and Shida O., 2002: Recruitment fluctuations and biological responses of walleye pollock in the Pacific coast of Hokkaido. *Fish. Sci.*, **68**(Suppl. I), 206-209.
- 西村一彦, 鈴木敏之, 板橋 豊, 2002: 蛍光検出HPLCによる乳及び乳製品中の遊離脂肪酸の定量. 食品衛生学雑誌, **43**(4), 230-233.
- Niwa Y., Nakazawa A., Margulies D., Scholey V. P., Wexler J. B., and Chow S., 2003: Genetic monitoring for spawning ecology of captive yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) using mitochondrial DNA variation. *Aquaculture*, **218**, 387-395.
- 野原健司, 岡村 寛, 中立元樹, 平松一彦, 鈴木伸明, 岡崎 誠, 張 成年, 2003: メカジキ (*Xiphias gladius*) の吻内部に見られる2型の生物学的検討及び大西洋南北系群間の遺伝的差異. 水研センター研報, **7**, 1-13.
- Ogata H. Y., Oku H., and Murai T., 2002: Growth feed efficiency and feed intake of offspring from selected

- and wild Japanese flounder (*Paralichthys olivaceus*). *Aquaculture*, **211**, 183-193.
- Ogata H. Y., Oku H., and Murai T., 2002: Growth performance and macronutrient retention of offspring from wild and selected red sea bream (*Pagrus major*). *Aquaculture*, **206**, 279-287.
- Ogyri K., Mtsumoto Y., Yamada M., Saito Y., and Iseki K., 2002: Sediment accumulation rates and budgets of depositing particles of the East China Sea. *Deep-sea Res.*, **50**, 513-528.
- Oh S. J., Yamamoto T., Kataoka Y., Matsuda O., Matsuyama Y., Kotani Y., 2002: Utilization of dissolved organic phosphorus by the two toxic dinoflagellates, *Alexandrium tamarense* and *Gymnodinium catenatum* (Dinophyceae). *Fish. Sci.*, **68**(2), 416-424.
- Ohizumi H., 2002: Dietary studies of toothed whales: A review of technical issues and new topics. *Fish. Sci.*, **68**(Suppl. I), 264-267.
- Ohizumi H., Isoda T., Kishiro T., and Kato H., 2003: Feeding habits of Baird's beaked whale, *Berardius bairdii*, in the western North Pacific and Sea of Okhotsk off Japan. *Fish. Sci.*, **69**(1), 11-20.
- Ohizumi H. and Kishiro T., 2003: Stomach contents of a Cuvier's beaked whale (*Ziphius cavirostris*) stranded on the central Pacific coast of Japan. *Aquatic Mammals*, **29**, 99-103.
- Ohtsuka S., Hanamura Y., and Kase T., 2002: A new species of *Theti spelecaris* (Crustacea, Peracarida) from submarine cave on Grand Cayman Island. *Zool. Sci.*, **19**, 611-624.
- Oikawa H., Fujita T., Satomi M., Suzuki T., Kotani Y., and Yano Y., 2002: Accumulation of paralytic shellfish poisoning toxins in the edible shore crab *Telmessus acutidens*. *Toxicon*, **40**(11), 1593-1599.
- Oikawa H., Stomi M., and Yano Y., 2003: Accumulation of paralytic shellfish poisoning toxins in the edible shore crab *Telmessus*. *Toxicon*, **40**(11), 1593-1599.
- Oka E., Izawa K., Inoue A., Ando K., Shikama N., Mizuno K., Suehiro K., and Takeuchi K., 2002: Is retrieve of Argo floats possible?. *JAMSTECR*, **46**, 147-155.
- 岡本 誠, 井田 斎, 杉崎宏哉, 栗田 豊, 2002: 本州東方沖から得られたイレズミコンニャクアジの仔稚魚. 魚類学雑誌, **49**(2), 97-102.
- Okamura H., Yatsu A., and Hiramatsu K., 2003: Fisheries management based on ecosystem models-A case study using Ecopath and Ecosim-. *Fish. Sci.*, **68**(Suppl. I), 154-157.
- 岡内正典, 2002: 海産魚介類の初期餌料用微細藻類の大量培養技術の開発. 日水誌, **68**(5), 625-628.
- 岡崎恵美子, 山下由美子, 大村裕治, 2002: 高速攪拌による魚肉すり身中の魚油の微粒化と加熱ゲル形成能の向上. 日水誌, **68**(4), 547-553.
- 岡崎恵美子, 夜久俊治, 福田 裕, 酒井 徹, 南部正一, 2002: 凍結貯蔵中の乳化すり身の解乳化に及ぼすポリオール類の抑制効果. 日水誌, **68**(5), 701-705.
- Okazaki T., Jeon S.-R., and Kitagawa T., 2002: Genetic differentiation of piscivorous chub (genus *Opsariichthys*) in Japan, Korea and Russia. *Zool. Sci.*, **19**(5), 601-610.
- Oku H., Ogata H., and Liang X. F., 2002: Organization of the lipoprotein lipase gene of red sea bream *Pagrus major*. *Comp. Biochem. Physiol. B*, **131**, 775-785.
- Oku H., Liang X. F., and Ogata H. Y., 2002: Lipoprotein lipase gene in red sea bream. *Fish. Sci.*, **68**(Suppl. II), 1194-1197.
- Okumura T., Akamatsu T., Novarini N., and Yan H. Y., 2002: Analyses of small tank acoustics: Empirical and theoretical approaches. *Bioacoustics*, **12**, 330-332.
- 奥村都督司, 升也利一, 高尾芳三, 澤田浩一, 2002: 水中生物の音響散乱への境界要素法の応用. 海洋音響学会誌, **30**, 58-65.
- Okumura T., Masuya T., Takao Y., and Sawada K., 2003: Scattering model by an arbitrary shape body. *Proc. ICES Symp.*, **60**, 563-570.
- Okuzawa K., 2003: Puberty in teleosts *Fish. Physiol. Biochem.*, **26**, 31-41.
- Ookubo K., Yamano K., Qin Q.W., Aoyagi K., and Ototake M., 2002: Ubiquitin genes in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Fish Shellfish Immunol.*, **12**(4), 335-351.
- Ookubo K., Yoshiura Y., Amano K., Suetake H., and Aida K., 2003: The GnRH system in teleosts. *Aquatic*

- Genomics*, 244-262.
- Oomaki M., Saeki K., Kuroda K., Kenmochi S., 2002: Sheet pile mooring wharfs in soft ground: Centrifugal loading tests. Physical modelling in geotechnics: *ICPMG 2002*, 859-864.
- Oomaki M., Saeki K., and Takaki N., 2002: Improvement of marine environments by dredging and creation of marine products areas. *30th PIANC-AIPCN Congress*, pp.166-178.
- Oomaki M., Saeki K., and Takaki N., 2002: Development of an economical sheet pile mooring wharf. *30th PIANC-AIPCN Congress*, pp.461-467.
- Ohshimo, S., Yoda, M., and Hiyama, Y., 2002: Attempt study of reproductive characteristics in two scombridae (*Scomber japonicus* and *Scómber australasicus*) in the East China Sea. *Proc. Process Dynamics Northwestern Pacific Ecosystems*, pp.15.
- Ohshimo, S., 2002: Spatial distribution and biomass of pelagic fish in the East China Sea. *Proc. 6th ICES Symp. on Acoustics in Fisheries and Aquatic Ecology*, 87-88.
- 大関芳沖, 木村 量, 2002: 卵稚仔プランクトンのモニタリング (1)日本周辺海域の卵稚仔プランクトンモニタリング. 水産海洋研究, **66(4)**, 262-264.
- 大関芳沖, 2002: 日本周辺海域の卵稚仔プランクトンモニタリング. 月刊海洋, **34(11)**, 782-787.
- 大関芳沖, 2002: 黒潮親潮移行域を中心とするサンマ仔稚魚の分布・輸送と加入量変動. 月刊海洋, 号外**31**, 178-183.
- Osako K., Yamaguchi A., Kurokawa T., Kuwahara K., Saito H., and Nozaki Y., 2002: Chemical components and body color of horse mackerel caught in different areas. *Fish. Sci.*, **68(3)**, 587-594.
- 乙竹 充, Dijkstra J.M., 桐生郁也, 吉浦康寿, 藤原篤志, 2002: ニジマスMHC遺伝子の多様性及び機能の解析. 水産育種, **32**, 9-16.
- Park, Y. C., Yoda, M., and Hiyama, Y., 2002: Stock assessment for swordtip squid, *Loligo edulis*, in the East China Sea and the southwest sea of Japan. *Fish. Sci.*, **68(Suppl. I)**, 89-92.
- Qin Q.W., Ototake M., Nagoya H., and Nakanishi T., 2002: Graft-versus-host reaction (GVHR) in clonal amago salmon, *Oncorhynchus rhodurus*. *Veter. Immunol. Immunopathol.* **89**, 83-89.
- Rhodes L., Suzuki T., Adamson J., and Mountfort D., 2001: Esterified okadaic acid in New Zealand strains of *Prorocentrum lima*. *Proc. 9th Intl. Conf. Harmful Algal Blooms*, 364-366.
- Saeki K., Takaki N., Akeda S., 2003: Evaluation and improvement of working environment at fishing ports. *PACON 2002*, 353-361.
- 佐伯公康, 穴井美緒, 朴 賢哲, 明田定満, 高木伸雄, 近藤健雄, 2002: 漁港における就労環境の評価・分析手法の構築. 海岸工学論文集, **49**, 951-955.
- Saito H., Tsuda A., and Kasai H., 2002: Nutrient and plankton dynamics in the Oyashio region of the western subarctic Pacific. *Deep-Sea Res. II*, **49**: 5463-5486.
- Saito H., Kotani Y., Keriko J. M., Xue C., Taki K., Ishihara K., Ueda K., and Miyata S., 2002: High levels of n-3 polyunsaturated fatty acids in *Euphausia pacifica* and its role as a source of docosahexaenoic and icosapentaenoic acids for higher trophic levels. *Mar. Chem.*, **78**, 9-28.
- 齊藤宏明, 2002: 流体中の粒子遭遇理論を用いた動物プランクトン摂餌に関する研究. 日本プランクトン学会報, **49**, 46-51.
- Saitoh H. and Yoshida K., 2002: Utilization of the lipids of the deep-sea grenadier: the high content of ceramide derivatives in the internal organ lipids of genus *Coryphaenoides*. *Fish. Sci.*, **68(Suppl. II)**, 1426-1429.
- Saito H. and Taguchi S., 2003: Influence of UV-B radiation on hatching success of marine copepod *Paracalanus parvus* s. l. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **282**, 135-147.
- Saitoh K., Miya M., Inoue J., Ishiguro N., and Nishida M., 2003: Mitochondrial genomics of ostariophysan fishes: perspectives on phylogeny and biogeography. *J. Molecular Evol.*, **56**, 464-472.
- 齊藤憲治, 2003: 農業土木技術者のための生き物調査(その7)ー淡水魚調査法ー. 農業土木学会誌, **71(3)**, 241-245.
- 齊藤暢宏, 梶原直人, 2002: 日本海新潟沿岸域から採集された大型アミ類2種(甲殻綱・アミ目・ロフォガスター科). 日本生物地理学会報, **57**, 19-30.

- Sakai M. and Ishida K. 2002: The Pacific salmon ranching in the southern Chile: Evaluation of a project-type technical cooperation by JICA. *Fish. Sci.*, **68**(Suppl. II), 1952-1955.
- 阪地英男, 2003: 土佐湾におけるクルマエビ科エビ類の資源生物学的研究. 水研センター研報, **6**, 73-127.
- Sakano H. and Ueda H., 2002: Size-structured interaction in two zooplanktivorous fishes related to a rapid reduction of zooplankton biomass in a large oligotrophic lake. *Proceedings of the VIII INTECOL International Congress of Ecology*, 2002, 230-231.
- Sakurai Y., Kiyofuji H., Saito S., Mori K., and Kinoshita T., 2002: Stock fluctuations of the Japanese common squid, *Todarodes pacificus*, related to recent climate changes. *Fish. Sci.*, **68**(Suppl. I), 226-229.
- 櫻井泰憲, 山本 潤, 木所英昭, 森 賢, 2003: 気候のレジームシフトに連動したスルメイカの資源変動. 月刊海洋, **35**(2), 100-106.
- Sano M., Minagawa M., Tamaki M., Hayasibara T., and Shimizu H., 2002: Effect of water temperature on the spawning interval of the Kuruma prawn *Panaeus japonicus* after unilateral eyestalk ablation. *Suisanzosyoku*, **50**(4), 433-434.
- Sano M., Minagawa M., and Nakajima K., 2002: Multiplication of Red Sea Bream Iridovirus (RSIV) in experimentally infected grouper. *Fish Pathol.*, **37**(4), 163-168.
- Saruwatari T., Oohara I., and Kobayashi T., 2002: Salangid fishes: their past, present and future. *Fish. Sci.*, **68**(Suppl. I), 71-74.
- 佐々千由紀, 小西芳信, 2002: 東シナ海におけるマアジ仔稚の分布と輸送. 月刊海洋, 号外**31**, 92-98.
- Satomi M., Oikawa H., and Yano Y., 2003: *Shewanella marintesting* sp. nov., *Shewanella schlegeliana* sp. nov., and *Shewanella sairae* sp. nov., novel eicosapentaenoic-acid-producing marine bacteria isolated from sea-animal intestine. *J. Syst. Evol. Microbiol.* **53**, 491-499.
- 佐藤真彦, 工藤雄一, 北村章二, 岩田宗彦, 竹内康人, 2002: 母川回帰行動の嗅覚機構解明へのニューロエソロジー(神経行動学)的アプローチ: 自由遊泳中のサケ科魚類の嗅覚中枢活動のテレメトリ. 横浜市大論叢自然科学系列, **53**(3), 53-80.
- Sawada K., Takao Y., Miyanohana Y., and Kinacigil H. T., 2002: Introduction of the precise TS measurement for fisheries acoustics. *Turkish J. Veteri. Animal Sci.*, **26**, 209-214.
- Sawada K. and Furusawa M., 2002: Computer Simulation study in situ target strength estimation method. *Proceedings of International Symposium on Advanced Techniques of Sampling Gear and Acoustical Surveys for Estimation of Fish Abundance and Behavior (ACOUSTGEARE 2000)*, pp.11-16.
- Sekino M., Hara M., and Taniguchi N., 2002: Loss of microsatellite and mitochondrial DNA variation in hatchery strains of Japanese flounder *Paralichthys olivaceus*. *Aquaculture*, **213**(1-4), 101-122.
- Sekino M., Hara M., and Takahashi, H., 2002: Molecular cloning of microsatellite DNA from marine organisms. *Tech. Rep. Hokkaido Natl. Fish. Res. Inst.*, **5**, 87-90.
- Sekino M., Saitoh K., Yamada T., Kumagai A., Hara M., and Yamashita Y., 2003: Microsatellite-based pedigree tracing in a Japanese flounder *Paralichthys olivaceus* hatchery strain: implications for hatchery management related to stock enhancement program. *Aquaculture*, **221**, 255-263.
- Sekino M., Hamaguchi M., Aranishi F., and Okoshi K., 2003: Development of novel microsatellite DNA markers from the Pacific oyster *Crassostrea gigas*. *Mar. Biotechnol.*, **5**(3), 227-233.
- Sekino M., Hara M., and Taniguchi N., 2003: Genetic diversity within and between hatchery strains of Japanese flounder *Paralichthys olivaceus*. *UJNR Technical Report*, **30**, 43-50.
- 志田 修, 西村 明, 2002: 秋季の道東太平洋海域に分布するスケトウダラ0歳魚の孵化日組成と産卵群の関連. 水産海洋研究, **66**(4), 232-238.
- Shibuno, T., Hashimoto, K., Abe, O., Takada, Y., and Kawasaki, H., 2002: Disturbed coral reefs and the effects upon the structure of fish communities at Ishigaki Island, Japan. *Fish. Sci.*, **68**(Suppl. I), 139-142.
- Shibuno, T., 2002: Study on the Disturbance and Restoration of Coral Reefs (Abstract of the Interim Report). *Global Environ. Res. Japn.* 2001., 162-166.
- Shigehiro R., Aguilar G. D., Kuroda K., Kawai A., Matsuda A., 2002: Characteristics of maneuvering

- motions of Philippine Outrigger Craft. *J. Kansai Soc. Architects Japan*, **238**, 113-120.
- Shimizu A. and Yamashita M., 2002: Purification of mummichog (*Fundulus heteroclitus*) gonadotropins and their subunits, using an immunochemical assay with antisera raised against synthetic peptides. *Gen. Comp. Endocrinol.*, **125**, 79-91.
- Shimizu Y., Yasuda I., Okuda K., Hanada K., and Ito S., 2003: ADCP-referenced Kuroshio and Oyashio water transports for the North Pacific Intermediate Water formation. *J. Phys. Oceanogr.*, **33**(1), 220-233.
- 島 隆夫, 小西浩司, 古板博文, 山本剛史, 鈴木伸洋, 2002: 普及型自動給餌機を用いた自発摂餌型給餌装置の製作. 水産増殖, **50**(4), 441-442.
- 島谷 学, 中瀬浩太, 岩本裕之, 中山哲巖, 月舘真理雄, 星野高士, 内山雄介, 灘岡和夫, 2002: 興津海岸におけるアマモ分布条件について. 海岸工学論文集, **49**, 1161-1165.
- Shiomoto A., Saitoh S., Imai K., Toratani M., Ishida Y., and Sasaoka K., 2002: Interannual variation in phytoplankton biomass in the Bering Sea basin in the 1990s. *Prog. Oceanogr.*, **55**(1-2), 147-164.
- Smith P. J., McMillan P. J., Bull B., McVeagh S. M., Gaffney P. M., and Chow S., 2002: Genetic and meristic variation in black and smooth oreos in the New Zealand Exclusive Economic Zone. *New Zealand J. Mar. Freshwater Res.*, **36**, 737-750.
- Srivastava A.S., Kurokawa T., and Suzuki T., 2002: mRNA expression of pancreatic enzyme precursors and estimation of protein digestivity in first feeding larvae of the Japanese flounder, *Paralichthys olivaceus*. *Comp. Biochem. Physiol.*, **A132**, 629-635.
- Suda M., Kishida T., and Akamine T., 2002: Recruitment of Japanese sardine, *Sardinops melanostictus*, off the Pacific coast of Japan during 1991-1995 estimated using a spatial numerical model. *Fish. Sci.*, **68**(Suppl. I), 439-440.
- Suda M. and Kishida T., 2003: A spatial model of population dynamics of the early life stages of Japanese sardine, *Sardinops melanostictus*, off the Pacific coast of Japan. *Fish. Oceanogr.*, **12**(2), 85-99.
- 巢山 哲, 2002: 北太平洋におけるサンマ *Cololabis saira* (Brevoort) の年齢, 成長および成熟に関する研究. 水研センター研報, **5**, 68-113.
- *Suzuki T., Oota H., and Yamazaki M., 2001: Dinophysistoxin-1 and esterified dinophysistoxin-1 in the mussel *Mytilus galloprovincialis* fed on the toxic dinoflagellate. *Proc. 9th Intl. Conf. Harmful Algal Blooms*, 367-370.
- Suzuki T., Yamazaki M., and Kamiyama T., 2002: The Japanese shellfish toxin monitoring system. *Proc. 9th Intl. Symp. Toxic Micro-organisms*, pp.148-157.
- Suzuki T., Beuzenberg V., Mackenzie L., and Quilliam M. A., 2003: Liquid chromatography-mass spectrometry (LC-MS) of spiroketal stereoisomers of pectenotoxins and the analysis of novel pectenotoxin isomers in the toxic dinoflagellate *Dinophysis acuta* from New Zealand. *J. Chromatogr. A*, **992**, 141-150.
- Suzuki T., Srivastava A. S., Kurokawa T., 2002: A homologue of human placental protein, PP11, and mouse T cell-specific protein, Tcl-30, in the exocrine pancreas of a teleost (*Paralichthys olivaceus*). *Comp. Biochem. Physiol.*, **B133**, 325-329.
- Suzuki N., Suzuki T., Kurokawa T., 2002: Possible involvement of calcitonin gene-related peptide in seawater adaptation of flounder: Expression analysis of its receptor mRNA in the gill. *Fish. Sci.*, **68**(2), 425-429.
- Tada M., 2002: Econometric analysis of decreasing trend of bigeye tuna resources in the Indian Ocean. *Proc. Internl. Symp. Ocean Fish./China*, 60-72.
- 多田 稔, 有路昌彦, 2003: コンブとワカメの需給動向に関する経済分析. 北日本漁業, **31**, 56-66.
- Takada, Y., Kosuge, T., Nishihama, S., and Katoh, M., 2002: Vertical distributions of *Atactodea striata* and *Latona faba* (Bivalvia) on a subtropical sandy beach in Ishigaki Island, Japan. *Venus*, **61**, 203-213.
- *Takada, Y. and Abe, O., 2002: Local variations in shoot density, shoot morphology, and bite mark frequency of subtropical seagrasses in Japan. *Bull. Fish. Res. Agen.*, **4**, 1-10.
- Takada, Y., 2002: Activity patterns of herbivorous molluscs on boulder shores. *Aquabiol.*, **143**, 484-490.
- Takahashi I., Nagao N., and Endo Y., 2002: Respiration of adult female *Calanus hyperboreus* (Copepoda)

- during spring in the North Water Polynya. *Polar Biosci.*, **15**, 45-51.
- Takahashi S. and Okazaki T., 2002: A new lentic form of the "yoshinobori" species complex, *Rhinogobius* sp. from Lake Biwa, Japan, compared with lake-river migrating *Rhinogobius* sp. OR. *Ichthyol. Res.*, **49** (4), 333-339.
- Takami H., Kawamura T., and Yamashita Y., 2002: Effects of delayed metamorphosis on larval competence, and post-larval survival and growth of abalone *Haliotis discus hannai*. *Aquaculture*, **213**(1-4), 311-322.
- 高田宜武, 2002: 転石海岸における藻食性貝類の周期的な摂餌活動, 海洋と生物, **143**, 484-490.
- Takatsuki Y., Ichikawa Y., Kobayashi T., Mizuno K. and Takeuchi K., 2002: Construction of the automated data processing and delayed-mode quality control system for profiling floats. *ARGO Technical Report FY2001, JAMSTEC*, pp. 88-99.
- 瀧 憲司, 壺 純子, 中川至純, 遠藤宜成, 2002: 道東及び常磐沿岸域におけるツノナシオキアミ *Euphausia pacifica* の胃内容物の特徴. 水産海洋研究, **66**(3), 155-163.
- Tamaki H., Tokuoka M., Nishijima W., Terawaki T., and Okada M., 2002: Deterioration of eel-grass, *Zostera marina* L., meadows by water pollution in Seto Inland Sea, Japan. *Mar. Pollut. Bull.*, **44**, 1253-1258.
- 玉置 仁, 西嶋 渉, 富永春江, 寺脇利信, 岩瀬晃盛, 岡田光正, 2002: 広島県沿岸域における透明度変化とアマモ場面積増減との関係. 水環境学会誌, **25**, 151-156.
- 玉置泰司, 2002: 浮魚礁の経済効果—鹿児島県奄美大島海区を事例として—. 地域漁業研究, **42**(2), 103-118.
- 田中勝久, 豊川雅哉, 澤田知希, 柳澤豊重, 黒田伸郎, 2003: 土壌流出によるリン負荷の沿岸環境への影響. 沿岸海洋研究, **40**(2), 131-139.
- 田坂行男, 2003: 産地統合化時代の物流問題. 漁業経済研究, **47**(3), 29-43.
- Terasaki M., Itabashi Y., Suzuki T., and Nishimura K., 2002: An improved method for determining the composition of FFA in red tide flagellates by RP-HPLC with fluorescence detection. *J. Am. Oil Chem. Soc.*, **79**(12), 1181-1186.
- Terawaki T., Yoshikawa K., Yoshida G., Uchimura M., and Iseki K., 2002: Ecology and restoration techniques for Sargassum beds in Seto Inland Sea, Japan. *Mar. Pollut. Bull.*, **47**, 198-201.
- 寺脇利信, 吉川浩二, 吉田吾郎, 内村真之, 新井章吾, 2002: 南西日本の磯焼け海域における海底景観の特徴. 水産工学, **39**, 29-35.
- 寺脇利信, 吉見圭一郎, 2002: お掃除フリーの海藻栽培水槽の試み 4. ヤツマタモクとモズクの生長. 海苔と海藻, **64**, 22-26.
- 寺脇利信, 吉川浩二, 吉田吾郎, 内村真之, 新村陽子, 2002: 広島湾における藻場の生態と回復技術. 水産海洋研究, **66**, 195-197.
- 寺脇利信, 新井章吾, 2002: 藻場の景観模式図9. 宮崎県門川湾乙島地先. 藻類, **50**, 21-23.
- 寺脇利信・新井章吾, 2002: 藻場景観模式図10. 新潟県佐渡島・真野湾二見地先. 藻類, **50**, 23-25.
- 寺脇利信, 新井章吾, 2002: 藻場の景観模式図11. 北海道厚岸郡浜中町藻散布地先の投石事業地. 藻類, **50**, 117-119.
- Tian Y., Akamine T., and Suda M., 2003: Variations in the abundance of Pacific saury (*Cololabis saira*) from the northwestern Pacific in relation to oceanic-climate changes. *Fish. Res.*, **60**(2), 439-454.
- Tohata K., Tokuda Y., Sakaguchi M., and Toyohara H., 2002: Immunological detection of translation products of type V/XI collagen $\alpha 1$ gene and their degradation products in red sea bream. *Fish. Sci.*, **68**(5), 1118-1123.
- 陶山典子, 興石裕一, 須田有輔, 村井武四, 2003: 底質から見た有明海北部の海域区分とマクロベントスの分布. 水大校研報, **51**(4), 105-114.
- *辻野 睦, 吉田吾郎, 内田卓二, 2002: 宮島干潟におけるメイオベントス動物群-特に線虫類の現存量について-. 水研センター研報, **4**, 33-39.
- Tsujino M., Kamiyama T., Uchida T., Yamaguchi M., and Itakura S., 2002: Abundance and germination capability of resting cysts of *Alexandrium* spp. (Dinophyceae) from faecal pellets of macrobenthic organisms. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **271**, 1-7.

- Tsukamoto Y., 2002: Leptocephalus larvae of *Pterothrissus gissu* collected from the Kuroshio-Oyashio region of the western North Pacific, with comments on its metamorphosis. *Ichthyol. Res.*, **49**, 267-269.
- Tsukamoto Y., Yamada H., and Zenitani H., 2002: Microincrements of otoliths of the Japanese sand lance *Ammodytes personatus* during early life stages. *Fish. Sci.*, **68(5)**, 1158-1160.
- Tsunogai S., Iseki K., Kusakabe M., and Saito Y., 2002: Biochemical cycles in the East China Sea: MASFLEX program. *Deep-sea Res.*, **50**, 321-326.
- Uchida D., Yamashita M., Kitano T., and Iguchi T., 2002: Oocyte apoptosis during the transition from ovary-like tissue to testes during sex differentiation of juvenile zebrafish. *J. Exp. Biol.*, **205**, 711-718.
- Uchida M. and Murata M., 2002: Fermentative preparation of single cell detritus from seaweed, *Undaria pinnatifida*, suitable as a replacement hatchery diet for unicellular algae. *Aquaculture*, **207**, 345-357.
- Uchida M., Maeda T., and Shiba T., 2002; Phylogenetic analysis of three marine bacteria that have an ability to decompose *Laminaria japonica*. *Fish. Sci.*, **68(3)**, 703-705.
- Uchida M., Numaguchi K., and Murata M., 2002: Development of "marine silage" with a scope for constructing aquaculture for bioremediation, not bioremediation for aquaculture. *Fish. Sci.*, **68(Suppl. I)**, 859-862.
- 内田基晴, 2002: 海藻の発酵について. 日本乳酸菌学会誌, **13(2)**, 92-113.
- Uchikawa K., Yamamura O., Kitagawa D., and Sakurai Y., 2002: Diet of the mesopelagic fish *Notoscopelus japonicus* (Family: Myctophidae) associated with the continental slope off the Pacific coast of Honshu, Japan. *Fish. Sci.*, **68(5)**, 1034-1040.
- Uehara S. and Mitani T., 2002: Horizontal and diel vertical distribution of eggs and larvae of two clupeoid fish (*Etrumeus teres* and *Sardinops melanostictus*). *Fish. Sci.*, **68(Suppl. I)**, 435-436.
- Ueno D., Iwata H., Tanabe S., Ikeda K., Koyama J., and Yamada H., 2002: Specific accumulation of persistent organochlorines in bluefin tuna collected from Japanese coastal waters. *Mar. Poll. Bull.*, **45**, 254-261.
- 上野成三, 永田良助, 山崎英治, 中山哲蔵, 2002: 赤潮・貧酸素をリアルタイムに観測する野見湾漁場環境情報システム (Nomi Bay watch system) の開発. 海岸工学論文集, **49**, 1531-1535.
- Umeda N., Iskandar B. H., Hashimoto H., Urano S., Matsuda A., 2002: Comparison of European and Asia trawlers-stability in seaways-. *Proc. 1st Asia Pacific Workshop Mar. Hydrodynamics*, pp.79-84.
- Umeda N., Urano S., A. Matsuda A., and Hashimoto H., 2002: Anti-broaching steering system-comparison between experiment and calculation-. *Proc. 1st Asia Pacific Workshop Mar. Hydrodynamics*, pp.85-90.
- Unuma T., Yamamoto T., Akiyama T., Shiraishi M., Ohta H., 2003: Quantitative changes in yolk protein and other components in the ovary and testis of the sea urchin *Pseudocentrotus depressus*. *J. Exp. Biol.* **206**, 365-372.
- Urushidani H., Shimizu A., Mori Y., and Iguchi T., 2002: Early estrogen exposure induces abnormal development of *Fundulus heteroclitus*. *J. Exp. Zool.*, **293(7)**, 693-702.
- Usuki H., Hamaguchi M., and Ishioka H., 2002: Effects of developmental stage, seawater concentration and rearing temperature on cryopreservation of Pacific oyster *Crassostrea gigas* larvae. *Fish. Sci.*, **68(4)**, 757-762.
- Wada K., 2002: Perspective of genetic improvement in the culture of pearl oyster. *Fish. Sci.*, **68(Suppl. I)**, 726-733.
- 若林 輝, 中村智幸, 久保田仁志, 丸山 隆, 2002: 中禅寺湖流入河川におけるサケ科魚類3種の産卵生態. 魚類学雑誌, **49(2)**, 133-141.
- Watanabe C. and Nishida H., 2002: Development of assessment techniques for pelagic fish stocks: applications of daily egg production method and pelagic trawl in the Northwestern Pacific Ocean. *Fish. Sci.*, **68(Suppl. I)**, 97-100.
- Watanabe H., Kawaguchi K. and Hayashi A., 2002: Feeding habits of juvenile surface migratory myctophid fishes (Family Myctophidae) in the Kuroshio region of the western North Pacific. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **236**, 263-272.

- Watanabe H. and Kawaguchi K., 2003: Decadal change in abundance of surface migratory myctophid fishes in the Kuroshio region from 1957 to 1994. *Fish. Oceanogr.*, **12**, 1-12.
- 渡邊一功, 本多 仁, 渡邊朝生, 内山雅史, 八角直道, 松本育夫, 永嶋 宏, 小野寺光文, 小坂 淳, 2003: マイワシ豊漁期・不漁期における房総以北海域の来遊資源動向と海洋 条件の変化. 黒潮の資源海洋研究, **4**, 23-34.
- Watanabe T., 2002: Method to estimate the population density of the snow crab *Chionoecetes opilio* using a deep-sea video monitoring system on a towed sledge. *Jpn. Agri. Res. Quart.*, **36**, 51-57.
- 渡部俊広, 渡部一俊, 北川大二, 2002: ブワイガニ類とキチジに対するトロール網の漁獲効率. 東北底魚研究, **22**, 32-33.
- Watanabe T., 2002: Development of the deep-sea video monitoring system on a towed sledge to estimate the population density of the snow crab *Chionoecetes opilio*. *Fish. Sci.*, **68**(Suppl. I), 101-104.
- Waters J. M., Saruwatari T., Kobayashi T., Oohara I., McDowall R. M., and Wallis G., 2002: Phylogenetic placement of Retropinnid fishes: Data set incongruence can be reduced by using asymmetric character state transformation costs. *Syst. Biol.*, **51**(3), 432-449.
- Xia C., Kiryu I., Dijkstra, J.M., Azuma T., and Nakanishi. T., 2002: Differences in MHC class I genes between strains of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Fish Shellfish Immunol.*, **12**(4), 287-301.
- Yada T., Uchida K., Kajimura S., Azuma T., and Hirano T., 2002: Immunomodulatory effects of prolactin and growth hormone in the tilapia. *J. Endocrinol.*, **173**, 483-492.
- 八木 宏, 足立久美子, 2002: 那珂川河口海域における物質分布構造の季節変化. 海岸工学論文集, **49**, 1026-1030.
- 八木 宏, 足立久美子, 2002: 黒潮流路変動に伴う沿岸域への栄養塩流入現象. 海岸工学論文集, **49**, 1216-1220.
- 八木 宏, 中山哲蔵, 足立久美子, 2002: 黒潮流路変動と前線渦が鹿島灘の広域沿岸水に与える影響. 土木学会論文集, **719**, 81-91.
- Yamada H., Amano K., Okuzawa K., Tiba H., and Iwata M., 2002: Maturation changes in brain contents of salmon GnRH in rainbow trout as measured by a newly developed time-resolved fluoroimmunoassay. *Gen. Comp. Endocrinol.*, **126**(2), 136-143.
- Yada T. and Nakanishi T., 2002: Interaction between endocrine and immune systems in fish. *Internl. Rev. Cytol.*, **220**, 35-92.
- Yada T., Moriyama S., Suzuki Y., Azuma T., Hirose S. and Naito N., 2002: Relationships between obesity and metabolic hormones in the cobalt variant of rainbow trout. *Gen. Comp. Endocrinol.*, **128**, 36-43.
- Yada T., Uchida K., Kajimura S., Azuma T., and Hirano T., 2002: Immunomodulatory effects of prolactin and growth hormone in the tilapia, *Oreochromis mossambicus*. *J. Endocrinol.*, **127**(3), 223-231.
- 山田 久, 角埜 彰, 2003: 非有機スズ系代替船底防汚塗料の開発状況と水生生物に対する有害性評価. 水研センター研報, **6**, 56-73.
- Yamada Y., Yokoyama H., Ishihi Y., and Azeta M., 2003: Historical feeding analysis in fish farming based on carbon and nitrogen stable isotope ratio in sediment. *Fish. Sci.*, **69**(1), 213-215.
- 山田佳裕, 丸山 敦, 石樋由香, 2002: 沿岸帯における炭素, 窒素安定同位体比研究の話題. 陸学雑誌, **63**(3), 261-267.
- Yamaguchi M., Itakura S., Nagasaki K., and Kotani Y., 2002: Distribution and abundance of resting-cysts of the toxic *Alexandrium* spp. (Dinophyceae) in sediments of the western Seto Inland Sea, Japan. *Fish. Sci.*, **68**(5), 1012-1019.
- Yamaguchi, S., Gen K., Okuzawa K., Matuyama M., Kagawa H., 2002: Effects of gonadal steroids on gonadotropin subunit genes expression in male red seabream (*Pagrus major*). *Fish. Sci.*, **68**(Suppl. I), 953-954.
- 山本 潤, 中山哲蔵, 時吉 学, 宮地健司, 2002: 野見湾における夏期の流況と水質変動に関する現地観測. 海岸工学論文集, **49**, 1086-1090.
- Yamamoto T., Oh S. J., and Kataoka Y., 2002: Effect of temperature, salinity and irradiance on the growth of the toxic dinoflagellate *Gymnodinium catenatum* (Dinophyceae) isolated from Hiroshima Bay, Japan. *Fish. Sci.*, **68**(2), 356-363.

- Yamamoto T., Seike T., Hashimoto T., and Tarutani K., 2002: Modelling the population dynamics of the toxic *dinoflagellate Alexandrium tamarense* in Hiroshima Bay, Japan. *J. Plankton Res.* **24**, 33-47.
- 山本民次, 橋本俊也, 辻 けい子, 松田 治, 樽谷賢治, 2002: 1991~2000年の広島湾海中における親生物元素の時空間的変動, 特に植物プランクトン態 C:N:P比のレッドフィールド比からの乖離. 沿岸海洋研究, **39**, 163-169.
- Yamamura O., Honda S., Shida O., and Hamatsu T., 2002: Diets of walleye pollock *Theragra chalcogramma* in the Doto area, northern Japan: ontogenetic and seasonal variations. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **238**, 187-198.
- Yamashita Y., Tominaga O., Takami H., and Yamada H., 2003: Comparison of growth, feeding and cortisol level in stone flounder *Platichthys bicoloratus* juveniles between estuarine and nearshore nursery grounds. *J. Fish Biol.*, **63**(3), 617-630.
- 山崎慎太郎, 日向野純也, 渡部俊広, 2002: 貝桁網によるチョウセンハマグリの足部損傷 について. 日水誌, **68**(3), 368-373.
- Yamamoto T., Hashimoto T., Tarutani K., and Kotani Y., 2002: Effects of winds, tides and river water run-off on the formation and disappearance of the *Alexandrium tamarense* bloom in Hiroshima Bay, Japan. *Harmful Algae*, **3**, 301-312.
- Yamamoto T., Shima T., Furuita H., and Suzuki N., 2002: Influence of dietary fat level and whole body adiposity on voluntary energy intake by juvenile rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum) under self-feeding conditions. *Aquaculture Res.*, **33**(9), 715-723.
- Yamamoto T., Shima T., Furuita H., and Suzuki N., 2002: Influence of feeding diets with and without fish meal by hand and by self-feeders on feed intake, growth and nutrient utilization of juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquaculture*, **214**, 289-305.
- Yamashita M., 2002: Heat shock response in zebrafish embryo. *Fish. Sci.*, **68**(Suppl. II), 1029-1032.
- Yanagimoto T., Nishimura A., Mito K., Takao Y., and Williamson N., 2002: Interannual changes of biological properties of walleye pollock *Theragra chalcogramma* in the central Bering Sea. *Prog. Oceanogra.*, **55**, 195-208.
- 柳本 卓, 北村 徹, 2002: mtDNAシトクロームb遺伝子による北海道周辺のタラ科3種の種判別. 日水誌, **68**(6), 893-899.
- Yano, K. and Matsuura, K., 2002: A review of the genus *Oxynotus* (Squaliformes, Oxynotidae). *Bull. Natn. Sci. Mus., Tokyo. Ser. A*, **28**, 109-117.
- Yano, K., Matsuura, K., and Tsukada, O., 2002: Redescription of the rare squaloid shark *Oxynotus japonicus* from Suruga Bay and the Enshu-nada Sea, Japan. *Species Diversity*, **7**, 363-369.
- Yano, K. and Shimada, K. 2002: Diel movement behavior of the tiger shark, *Galeocerdo cuvier*, at the Miyako Islands, Japan using ultrasonic telemetry. *82nd Annual Meet. Am. Soc. Ichthyol. Herpetol.*, pp.311.
- Yano, K., Yamada, H., and Kosuge, T., 2002: Migration behavior of the Pacific bluefin tuna in the spawning areas of the Ryukyu Islands using pop-up satellite tagging and ultrasonic telemetry. *Abstracts for 82nd Annual Meeting of the American Society of Ichthyologist and Herpetologists*, pp.311-312.
- 矢野和成, 2002: 日本周辺に生息するサメ類の種類、生態、人間との関係. 海洋と生物, **142**, 373-374.
- 矢野和成, 2002: サメの攻撃による人的被害と被害による社会現象. 海洋と生物, **142**, 415-423.
- Yatsu A., Mitani T., Watanabe C., Nisida H., Kawabata 淳., and Matsuda H., 2002: Current stock status and management of chub mackerel, *Scomber japonicus*, along the Pacific coast of Japan -an example of allowable biological catch determination-. *Fish. Sci.*, **68**(Suppl. I), 93-96.
- *Yoshimura, T., Morinaga, K., Shirai, S., and Yamakawa, H., 2002: Palinurid phyllosoma larvae and their distribution in winter off the Pacific coast of Japan. *Fish. Sci.*, **68**(1), 194-197.
- Yoda, M. and Aoki, M., 2002: Comparative study of benthic and pelagic populations of *Bodotria similis* (Cumacea) from Izu Peninsula, southern Japan. *J. Crustacean Biol.* **22**(3), 543-552.
- Yoda, M. and Yoneda, M., 2002: Assessment of spawning frequency and batch fecundity in the yellow sea

- bream, *Dentex tumifrons*. *Fish. Sci.*, **68**(Suppl. I), 443-444.
- Yoda, M., Ohshimo, S., and Hiyama, M. 2002: Stock assessment of jack mackerel in the East China Sea and adjacent waters. *China Japan Korea Joint GLOBEC Symp.*, pp.14.
- 淀 太我, 井口恵一朗, 2003: 外来種コクチバスの河川内繁殖の確認. 水産増殖, **51**(1), 31-34.
- Yokoyama H., 2002: Impact of fish and pearl farming on the benthic environments in Gokasho Bay: Evaluation from seasonal fluctuations of the macrobenthos. *Fish. Sci.*, **68**(2), 258-268.
- Yokoyama H., Higano J., Adachi K., Ishihi Y., Yamada Y., and Pichitkul P., 2002: Evaluation of shrimp polyculture system in Thailand based on stable carbon and nitrogen isotope ratios. *Fish. Sci.*, **68**(4), 745-750.
- 横山 寿, 西村昭史, 井上美佐, 2002: 熊野灘沿岸の魚類養殖場におけるマクロベントス群集と堆積物に及ぼす養殖活動と地形の影響. 水産海洋研究, **66**, 133-141.
- 横山 寿, 西村昭史, 井上美佐, 2002: マクロベントスの群集型を用いた魚類養殖場環境の評価. 水産海洋研究, **66**, 142-147.
- Yoshida H., 2002: Population structure of finless porpoise (*Neophocaena phocaenoides*) in coastal waters of Japan. *The Raffels Bull. Zool.*, **Suppl. 10**, 35-42.
- 吉田英可, 2002: 鯨類の資源量推定のための飛行機目視調査—スナメリに対する調査—. 海洋と生物, **24**, 335-340.
- Yoshimura, T., Morinaga, K., Shirai, S., and Kiyomoto, S., 2002: Environmental factors affecting larval and post-larval recruitment of the Japanese spiny lobster, *Panulirus japonicus*. *Fish. Sci.*, **68**(suppl. I), 194-197.
- 芳村康男, 馬 寧, 鈴木四郎, 梶原善之, 2002: バルジによる改造漁船船型の操縦性能. 日本造船学会論文集, **192**, 37-46.
- 坂本達也, 2002: 藻食性魚類の漁獲・利用の事例. 水産工学会, **30**(1): 37-40.
- 坂本達也, 児玉正昭, 2002: マフグに腹空内接種した炭素粒子の組織内分布 (短報). 水産増殖, **50**(3), 381-382.

水産総合研究センター研究報告

Bulletin of Fisheries Research Agency

編集委員会

編集委員長 原 一郎

編集委員 松尾 豊, 武内智行, 奥田邦明, 入江隆彦, 魚住雄二, 關 哲夫,
玉井恭一, 秋山敏男, 水野恵介

平成16年11月5日 発行

発行所 独立行政法人 水産総合研究センター
〒220-6115 神奈川県横浜市西区みなとみらい2-3-3
クイーンズタワー B15階
Fisheries Research Agency
Queen's Tower B 15F, 2-3-3, Minato mirai, Nishi-ku, Yokohama,
Kanagawa 220-6115, Japan
<http://www.fra.affrc.go.jp>

発行者 川口恭一

印刷所 株式会社 シーケン

ISSN 1346-9894

BULLETIN OF FISHERIES RESEARCH AGENCY

No. **12**
November 2004

Bull.Fish.Res.Agen.

CONTENTS

Original Paper

The present condition of recreational fisheries in the Yukawa River surveyed by a questionnaire to anglers

Shoji KITAMURA, Kazumasa IKUTA, Toshio SHIKAMA and Hidefumi NAKAMURA 1

A review on the black bass problem referring to the historical background in Japan

Taiga YODO and Kei'ichiro IGUCHI 10

Doctoral Thesis

Abundance estimation of the young cohorts of the Japanese Pacific population of walleye pollock (*Theragra chalcogramma*) by acoustic surveys

Satoshi HONDA 25

Abstracts (Japanese) 127

List of theses contributed by F.R.A. activities in FY2002 128